



universität
wien

DISSERTATION

Titel der Dissertation

Bedeutung der aquatischen Moose für die Umsetzung der
Wasserrahmenrichtlinie in Österreich

angestrebter akademischer Grad

Doktorin der Naturwissenschaften (Dr. rer.nat.)

Verfasserin / Verfasser:	DI Veronika Mayerhofer
Matrikel-Nummer:	9440006
Dissertationsgebiet (lt. Studienblatt):	A 091 444 Ökologie
Betreuerin / Betreuer:	Doz. Mag. Dr. Harald Zechmeister

Wien, im August 2009

*„Das Prinzip aller Dinge ist das Wasser,
denn Wasser ist alles und
ins Wasser kehrt alles zurück.“*

(Thales von Milet, griech. Philosoph)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit erfolgte in Zusammenarbeit mit Systema GmbH, Wien. Mein ganz besonderer Dank gilt daher Mag. Karin Pall, ohne die ich nicht die Möglichkeit bekommen hätte, diese Arbeit zu verfassen und die mir auch fachlich kompetent zur Seite stand.

Auch dem BMLFUW möchte ich in diesem Sinne für die Erlaubnis zur Verwendung der Daten zur Verfassung meiner Dissertation recht herzlich danken. Diesbezüglich gilt auch mein Dank der ARGE Limnologie GmbH, Innsbruck und der Landesregierung Oberösterreich für die zur Verfügungstellung zusätzlicher Moosproben.

Besonders danken möchte ich natürlich meinem Betreuer Doz. Mag. Dr. Harald Zechmeister für die gute Zusammenarbeit, die guten Ratschläge und die fachliche Unterstützung in seinem Spezialgebiet der Moose.

Bedanken möchte ich mich auch recht herzlich bei meiner Familie und meinen Freunden, die mich beim Verfassen meiner Arbeit immer unterstützten und Nachsehen mit mir hatten, wenn ich aufgrund einer Schreibattacke wieder einmal weniger Zeit für sie hatte. Herzlichen Dank auch für die motivierenden Worte und aufbauenden Gespräche die nun endlich zum erfolgreichen Abschluss dieser Arbeit beigetragen haben.

Ein großes Dankeschön gebührt natürlich auch meinen fleißigen Korrekturlesern und -leserinnen. Word is not perfect!

Abschließend möchte ich mich bei meinem Ehemann Stefan für seine unermüdliche Unterstützung und sein Verständnis, welche mich über all die Jahre des Verfassens meiner Dissertation getragen haben, von ganzem Herzen bedanken.

INHALT

1	EINLEITUNG.....	1
1.1	Wasserrahmenrichtlinie	1
1.2	Fragestellung	3
2	AQUATISCHE MOOSE IN FLIEßGEWÄSSERN	4
2.1	Definition.....	4
2.2	Anpassung und Lebensraum der Moose an Fließgewässern	4
	Generelle ökophysiologische Unterscheidung zwischen Höheren Pflanzen und Moosen.....	5
	Wasser- und Nährstoffaufnahme.....	5
	Gashaushalt	6
	Temperatur.....	7
	Morphologische Anpassungen	7
	Ausbreitungsökologie	7
	Substrat	8
	Fließgeschwindigkeit	8
2.3	Eignung der aquatischen Moose als Indikatorpflanzen.....	9
	Definition Bioindikator.....	9
	Makrophyten als Bioindikatoren	10
	Aquatische Moose als Bioindikatoren.....	11
3	METHODIK	14
3.1	Auswahl, Lage und Umfang der Untersuchungsstellen	14
3.2	Erhebung	16
3.3	Bestimmung.....	19
3.4	Auswertung	19
	Datenerfassung	19
	Boxplot	20
	Vegetationstabellen (pflanzensoziologische Tabellen).....	21
	Korrespondenzanalyse & Schwerpunktswerte	22
	Analyse der Einzelarten.....	23
4	ERGEBNISSE	25
4.1	Anzahl und Verteilung der Moosproben.....	25
4.2	Erfasstes Artenspektrum.....	25
4.3	Verbreitung der Makrophytenvegetation.....	29
	Verbreitung der Moose innerhalb der Makrophytenvegetation	29
	Verbreitung Höherer Pflanzen und Characeen innerhalb der Makrophytenvegetation	31
	Zusammenfassende Verbreitung der Makrophytenvegetation	33
4.4	Bedeutung der Moosflora innerhalb der Makrophytenvegetation.....	36
	Verteilung der Makrophytenvegetation innerhalb der Bioregionen	36
	Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die Höhenlage	38
	Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die Strömung.....	39
	Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die Fließgeschwindigkeit ..	40
	Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf das Substrat	41
	Zusammenfassung Verteilung Makrophytenvegetation.....	42

4.5	Ökologische Ansprüche und Verbreitung der einzelnen Arten innerhalb der Untersuchungsstellen	43
	<i>Amblystegium riparium</i>	44
	<i>Blindia acuta</i>	46
	<i>Brachythecium plumosum</i>	48
	<i>Brachythecium rivulare</i>	50
	<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	53
	<i>Cinclidotus riparius</i>	56
	<i>Conocephalum conicum</i>	58
	<i>Cratoneueron filicinum</i>	60
	<i>Dichodontium pellucidum</i>	63
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	65
	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	68
	<i>Hygrohypnum luridum</i>	70
	<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	73
	<i>Palustriella commutata</i>	75
	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	77
	<i>Scapania undulata</i>	80
	<i>Schistidium rivulare</i>	82
4.6	Typisierung der österreichischen Fließgewässer auf Basis der Gewässervegetation	85
	Differenzierung in Kalk- und Silikatgewässer	85
	Auftrennung der Kalk- und Silikatgewässer	89
	Fließgewässertypen entsprechend der Makrophytentypologie	91
5	DISKUSSION	94
5.1	Verbreitung und Bedeutung der Moose innerhalb der Makrophytenvegetation	94
	Verbreitung innerhalb Österreichs	94
	Verbreitung in Abhängigkeit von verschiedenen abiotischen Parametern	95
	Höhenlage	95
	Strömung	97
	Fließgeschwindigkeit	98
	Substrat	100
	Wechselwirkung der abiotischen Parameter	101
	Zusammenfassende Bedeutung der Moosflora innerhalb der Makrophytenvegetation	103
5.2	Arten und ihre ökologische Bandbreite	105
	<i>Amblystegium riparium</i>	105
	<i>Blindia acuta</i>	107
	<i>Brachythecium plumosum</i>	108
	<i>Brachythecium rivulare</i>	108
	<i>Cinclidotus fontinaloides</i>	109
	<i>Cinclidotus riparius</i>	110
	<i>Conocephalum conicum</i>	111
	<i>Cratoneueron filicinum</i>	112
	<i>Dichodontium pellucidum</i>	113
	<i>Fontinalis antipyretica</i>	114
	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	115
	<i>Hygrohypnum luridum</i>	117
	<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	118

<i>Palustriella commutata</i>	119
<i>Rhynchostegium riparioides</i>	120
<i>Scapania undulata</i>	121
<i>Schistidium rivulare</i>	122
5.3 Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer	125
5.4 Integration der aquatischen Moose in das Bewertungssystem nach WRRL	129
6 ZUSAMMENFASSUNG	133
7 SUMMARY	135
8 LITERATUR	137
9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS	149
10 TABELLENVERZEICHNIS	153
11 ANHANG	154
11.1 Erhebungsbögen	154
11.2 Auflistung untersuchte Fließgewässer	157
11.3 Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil A4 – Makrophyten (Publikation, PALL & MAYERHOFER 2009)	159

1 EINLEITUNG

1.1 Wasserrahmenrichtlinie

Wasser stellt den Ursprung allen Lebens dar und dient als Grundlage für die Existenz auf diesem Planeten.

Um einen Beitrag zum Schutz dieses bedeutenden Gutes Wasser zu leisten, trat mit Dezember 2000 die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL oder Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) in Kraft. Das Ziel der Richtlinie liegt in der Erhaltung und Verbesserung der aquatischen Umwelt, mit Schwerpunkt auf der Güte der betreffenden Gewässer und wird unter anderem wie folgt definiert:

„Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt“ (Artikel 1a, WRRL 2000).

Die Wasserrahmenrichtlinie stellt somit einen Ordnungsrahmen für den Schutz aller Gewässer (einschließlich oberirdischer Binnengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer und Grundwasser) dar.

Ausgehend von einem Zustand ohne störende Einflüsse oder mit nur sehr geringfügigen anthropogenen Einflüssen sollen alle Gewässer bis 2015 einen guten Zustand erreichen. Dies Ziel spiegelt dabei die Bestrebungen zum Wiedererreichen „sauberer Gewässer“ dar (KOLLER-KREIMEL & JÄGER 2001). Diesbezüglich werden alle Oberflächengewässer auf die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit (vgl. CHOVANEC et al. 2000) aquatischer Ökosysteme untersucht. Der ökologische Zustand wird letztendlich über biologische Qualitätskomponenten bestimmt, unterstützt durch hydromorphologische Qualitätskomponenten und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (REFCOND GUIDANCE 2003). Zu den biologischen Qualitätskomponenten zählen laut Anhang V der WRRL (2000) bei den Flüssen nachfolgende Komponenten:

- Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora,
- Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna, sowie

- Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna.

Auf Basis dieser biologischen Komponenten sollen Rückschlüsse auf die Belastungen des Wasserkörpers und den damit verbundenen Auswirkungen auf die Gewässer ermöglicht werden. Zu den Belastungsquellen eines Gewässers zählen einerseits Schad-, Schmutz- oder Nährstoffeinträge, andererseits auch hydro-morphologische Eingriffe und sonstige menschliche Nutzungen (MARENT et al. 2005).

Durch die Einführung der Wasserrahmenrichtlinie wird somit die Forderung nach neuen Bewertungssystemen, die nicht nur auf Trophie oder Saprobie basieren, sondern auch alle anderen Belastungen berücksichtigen, immer stärker.

Während die Beurteilung von Fließgewässern auf Basis der benthischen wirbellosen Fauna bereits lange etabliert ist und anerkannte Methoden aufweist (HERING et al. 2004), stellt auch die Bewertung der Qualitätskomponente Fische aufgrund ihrer wirtschaftlichen Bedeutung einen zentralen Punkt in Fließgewässern dar.

Auch die Erhebung der Gewässerflora und die darauf basierende Bewertung des Gewässerzustandes weisen eine lange Tradition auf. Obwohl Methoden zur Charakterisierung eines Gewässerzustands anhand der Makrophytenvegetation bisher vorwiegend bei Seen bekannt sind, stellen die Makrophyten auch in Fließgewässern ein vielfach erprobtes Werkzeug zur Bewertung dar. Aufgrund der sehr guten Indikatoreigenschaften der Gewässerflora können aufschlussreiche Aussagen über den Belastungsgrad eines Wasserkörpers gewonnen werden. Zusätzlich zum Aufzeigen von Belastungen können diese auch räumlich, aufgrund der Ortskonstanz von Makrophyten eingegrenzt werden.

Bei der Entwicklung einer neuen Bewertungsmethode für Fließgewässer anhand der Gewässervegetation nehmen neben den bisher bedeutenden Pflanzengruppen der Höheren Pflanzen, Characeen und Farne in Seen, speziell auch die aquatischen Moose eine bedeutende Rolle ein.

1.2 Fragestellung

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich hinsichtlich der Qualitätskomponente Gewässerflora wurden aufgrund des zu geringen Umfangs an vorhandenen und geeigneten Vegetationsaufnahmen im Auftrag des BMLFUW durch Systema GmbH, Wien Makrophytenkartierungen über das gesamte Bundesgebiet Österreich durchgeführt. Im Zuge der Erhebungen wurde die Makrophytenvegetation an 458 Fließgewässerabschnitten aufgenommen. Diese Aufnahmen wurden sowohl als Grundlage für die Typisierung der österreichischen Fließgewässer auf Basis der Makrophyten als auch für die Entwicklung und Erstellung eines Bewertungssystems gemäß Wasserrahmenrichtlinie herangezogen.

Während bei bisherigen Vegetationsaufnahmen entlang von Fließgewässern vorwiegend Höhere Pflanzen, Characeen und Farne berücksichtigt wurden, wurden im Zuge dieser Erhebungen erstmals die aquatischen Moose bei einer österreichweiten Erhebung der Makrophytenvegetation mit erhoben. Ziel war es, einerseits die Bedeutung der aquatischen Moose innerhalb der Makrophytenvegetation festzuhalten, andererseits die Eignung der vorgefundenen Moose als Bioindikatoren zu bestärken, um so die Wichtigkeit dieser Pflanzengruppe innerhalb der Makrophytenvegetation und die Mitaufnahme der bisher nicht berücksichtigten Moosflora in das Bewertungsschema nach Wasserrahmenrichtlinie zu manifestieren.

Speziell durch die genaue Analyse der Standorteigenschaften und der ökologischen Bandbreite der einzelnen Arten an den jeweiligen Untersuchungsstellen, in Kombination mit Vergleichen aus der Literatur, sollten bedeutende Erkenntnisse bezüglich des Verbreitungsspektrums und der ökologischen Ansprüche der jeweiligen Moose gewonnen werden. Darauf basierend sollte eine Integration der vorgefundenen Moose in das Bewertungsverfahren nach Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt werden.

2 AQUATISCHE MOOSE IN FLIEßGEWÄSSERN

2.1 Definition

Moose stellen einen Teil der Makrophytenvegetation in stehenden und fließenden Gewässern dar (FRAHM 1998). Bei Makrophyten handelt es sich um Wasserpflanzen, die makroskopisch, d.h. mit dem bloßen Auge, erkennbar sind. Neben den Moosen (Bryophyta) zählen dazu Armleuchtergewächse (Charophyta), Farnpflanzen (Pteridophyta) und Blütenpflanzen (Anthophyta).

Das Vorkommen von Wassermoosen reicht von den submersen Bereichen bis in die Spritzwasser- und Überschwemmungsbereiche von Gewässern (FRAHM 1997). Zu den aquatischen Moosen zählen somit neben den submers lebenden Arten auch emerse Lebensformen (ARTS 1990, VIRTANEN et al. 2001). Der Begriff "Aquatisches Moos" wird definiert durch die Fähigkeit des Moores, das gesamte Leben oder Teile des Lebenszyklus submers im Wasser zu tolerieren (VITT & GLIME 1984). Zusätzlich können bei den Wassermoosen "Hydrophyten" und "Amphiphyten" unterschieden werden. Während hydrophytische Arten den Großteil ihres Lebens submers verbringen, tolerieren amphiphytische Arten starke Wasserstandsschwankungen und können über einen längeren Zeitraum sowohl ganz untergetaucht vorkommen als auch Austrocknung ertragen.

2.2 Anpassung und Lebensraum der Moose an Fließgewässern

Aquatische Moose weisen entlang der Fließgewässer Österreichs eine weite Verbreitung auf. Spezielle Anpassungen erlauben es dieser Pflanzengruppe, optimal auf den Lebensraum Wasser abgestimmt zu sein. Durch besondere Eigenschaften und ökophysiologische Anpassungen sowie der Widerstandsfähigkeit gegenüber Extremstandorten weisen Moose gegenüber anderen Pflanzen sehr oft Konkurrenzvorteile hinsichtlich der Besiedelung auf. Einige dieser Anpassungen der Moose mit besonderer Bedeutung für den Lebensraum Fließgewässer sollen im Nachfolgenden beschrieben werden.

Generelle ökophysiologische Unterscheidung zwischen Höheren Pflanzen und Moosen

FRAHM (2001) beschreibt zwei Entwicklungsstrategien der grünen Landpflanzen bei der Eroberung der Landoberfläche. Während sich Kormophyten (Farn- und Samenpflanzen) zu homoiohydren Pflanzen entwickelten, handelt es sich bei den Thallophyten (Luftalgen und Flechten) als auch bei den Bryophyten (Moosen) um poikilohydre (wechselfeuchte) Pflanzen. Erstere nehmen in der Regel Wasser und Nährstoffe aus dem Boden auf und leiten diese über einen Transpirationssog zu den Blättern weiter. Hierfür sind spezielle morphologisch-anatomische Anpassungen erforderlich, wie z.B. die Ausbildung von Leitgewebe, Stomata und Abschlussgewebe. Zusätzlich ist eine dauernde Wasserverfügbarkeit oder ausreichende Wasserspeicherung unerlässlich.

Wechselfeuchte Pflanzen sind hingegen nur im befeuchteten Zustand stoffwechselaktiv. Die Zellen der Moose können somit vorübergehende Austrocknung im Zustande latenten Lebens, auch Dormanz bezeichnet, überdauern (FRAHM 2001, PROBST 1986). Dies ermöglicht einerseits die Besiedelung von Extremstandorten (TREMP 2007), die für Kormophyten nicht geeignet sind und andererseits auch die Vermeidung von Wasserstress. Im Gegenzug müssen sich diese Pflanzen jedoch mit reduzierten Stoffwechselperioden und geringerer Produktivität begnügen.

Wasser- und Nährstoffaufnahme

Die einfache Wasser- und Nährstoffaufnahme erfolgt bei den Bryophyten vorwiegend über die gesamte ungeschützte Oberfläche der Moospflanze (vgl. FRAHM 1998 & 2001). Insbesondere alle Wassermoose sind auf diese Methode der Wasseraufnahme spezialisiert und gehören somit zu den ektohydriischen Arten. Kennzeichnend für diese Arten ist die schnelle Erreichung (in nur wenige Sekunden) eines turgeszenten Zustandes nach einer Benetzung im trockenen Zustand (FRAHM 1998). Erleichtert wird die schnelle Wasseraufnahme durch das Fehlen einer Kutikula auf den Blättern. Die Wasserleitung im Inneren der Pflanze erfolgt durch die Zellwände.

Aufgrund dieser äußeren Wasseraufnahme sind die Moose nach FRAHM (2001) einerseits vom Wassergehalt der Atmosphäre oder bei Wassermoosen vom Umgebungswasser oder Bodenwasser abhängig. Die Dauer der Wassernutzung

hängt somit von der Wasserverfügbarkeit ab. In engem Zusammenhang damit steht die Austrocknungsresistenz. Wasser- und Sumpfmoose gehören diesbezüglich laut FRAHM (2001) zu den Hygrophyten. Diese können schon durch kurzzeitige und geringfügige Austrocknung geschädigt werden.

Während bei einigen Moosen die stoffwechselaktive Periode mit Hilfe von Wasserspeichereinrichtungen wie z.B. mit fleischigen Thalli oder Wassersäcken verlängert werden kann, sind solche speziellen Einrichtungen für die Wasserspeicherung bei Moosen an überwiegend dauerfeuchten Standorten nicht erforderlich.

Bei der Mineralstoffversorgung der Bryophyten gilt generell der atmosphärische Eintrag als wesentliche Versorgungsquelle. Nur wenige Moose beziehen über das Bodenwasser Nährstoffe aus dem Substrat. Wassermoose stellen bei der Nährstoffversorgung eine Ausnahme dar, da sie ständig als Hydrokultur leben. Die Nährstoffaufnahme ist unabhängig vom Substrat und die Akkumulation in Blättchen und Stämmchen spiegelt demzufolge einzig und allein die Kontamination des Wasserkörpers wider (TREMPE 1999).

Nährstoffe werden dabei durch Ionentausch gebunden. Die Aufnahme der Elemente kann jedoch von den Moosen im Gegensatz zu Höheren Pflanzen nicht selektiert und kontrolliert werden. Dies führt unter anderem zu einer Bindung von Schwermetallionen an der Oberfläche von Moosen, weswegen sie laut FRAHM (2001) zu Akkumulationstests von Schwermetallen in Gewässern eingesetzt werden können.

Gashaushalt

Alle Moose sind laut FRAHM (2001) auf die gasförmige Zufuhr von CO_2 angewiesen. Selbst submerse Moose können im Gegensatz zu einigen Höheren Pflanzen oder auch Characeen kein HCO_3^- aus dem Wasser nutzen (PORLEY & HODGETTS 2005). Obwohl die im Wasser gelöste Menge an CO_2 jener der Luft entspricht, ist die Diffusion im Wasser allerdings um den Faktor 10 niedriger als in der Luft. Die CO_2 Aufnahme in Gewässern ist somit von der Fließgeschwindigkeit und den Strömungsverhältnissen abhängig. Diese sind gewöhnlich in Stillgewässern am geringsten und in schnellen Fließgewässern am höchsten. Moose kommen daher sehr häufig in oligotrophen oder fließenden Gewässern vor, während sie in eutrophen und stehenden Gewässern aufgrund von CO_2 -Mangel einigen Höheren Pflanzen und Characeen unterlegen sind. In diesen Gewässern sind Moose

vorwiegend zur schwimmenden Lebensform übergegangen. Als zusätzliche Kohlenstoffquelle dient in Stillgewässern das durch bakteriellen Abbau von organischer Substanz erzeugte CO₂.

Temperatur

Die Bedeutung der Temperatur steht in engem Zusammenhang mit dem Gashaushalt der Moose. Im nassen Zustand steigt nach PORLEY & HODGETTS (2005) die Respirationsrate mit zunehmender Temperatur rapide an, während keine ausreichende Kompensation über die Photosynthese erfolgen kann, da diese nicht im gleichen Ausmaß steigt. Dies führt bei aquatischen Moosen zu einem niedrigeren Temperaturoptimum als bei terrestrischen Arten. DILKS & PROCTOR (1975) haben unter Laborbedingungen für die Arten *Fontinalis squamosa* und *Scapania undulata* Optimaltemperaturen zwischen 15 und 20°C nachgewiesen, während das Optimum bei vielen terrestrischen Moosen bei 30 bis 35°C liegt. Aufgrund dieser Ergebnisse und der Tatsache, dass in kalten Gewässern eine höhere CO₂-Konzentration vorliegt, stellen Moose speziell in Gebirgsbächen die dominante Lebensform dar (PORLEY & HODGETTS 2005).

Morphologische Anpassungen

Wassermoose weisen generell keine speziellen morphologischen Anpassungen auf. Laut FRAHM (2001) besitzen sie weder Leitstränge noch Papillen, weder eingerollte Blätter noch lamellierte Rippen. Lediglich als mechanischer Schutz gegen die erodierende Kraft des Wassers sind bei Fließgewässerarten starke Mittelrippen (z.B. *Hygroamblystegium*), derbes Zellnetz (*Fontinalis*) oder gesäumte Blattränder (z.B. *Cinclidotus*) anzutreffen.

Ausbreitungsökologie

Auch bei der Vermehrung ist eine Anpassung an den nassen Lebensraum erkenntlich. Bei Wassermoosen dominiert die vegetative Vermehrung einerseits zu einem geringen Teil über blattachselständige oder blattbürtige Brutkörper und andererseits hauptsächlich durch die Verfrachtung von Pflanzenelementen. Da jede Zelle regenerationsfähig ist, können alle Teile von Moospflanzen der vegetativen Vermehrung dienen.

Die sexuelle Vermehrung spielt aufgrund fehlender Befruchtung in Fließgewässern nur eine untergeordnete Rolle und beschränkt sich meist auf Perioden, in denen die Pflanzen trocken fallen.

Substrat

Da Moose im Gegensatz zu den Gefäßpflanzen nicht auf Weichsubstraten wurzeln können, benötigen sie laut NEBEL & PHILIPPI (2000) und PORLEY & HODGETTS (2005) Blöcke oder größere Steine als Substrat. Auch Ufermauern oder Brückenpfeiler können einen geeigneten Untergrund bilden. Teilweise werden auch Baumwurzeln von der Moosvegetation besiedelt. In Fließgewässern fehlen Moose sowohl auf kleineren Kieseln als auch auf sandigem oder schluffigem Substrat. Auch O'HARE et al. (2006) bestätigt speziell an tiefer gelegenen Stellen die Abnahme der Moose mit zunehmender Homogenität der Wassertiefe und abnehmender Substratgröße.

Fließgeschwindigkeit

Wie schon im Kapitel "Wasser- und Nährstoffaufnahme" erläutert spielt die Fließgeschwindigkeit bei Bryophyten für die Verfügbarkeit von CO₂ eine bedeutende Rolle.

Doch auch für die Zusammensetzung der Moosflora ist die Fließgeschwindigkeit des Gewässers ein entscheidender Faktor (NEBEL & PHILIPPI 2000). Ein rascher Durchfluss verhindert beispielsweise eine Sedimentation von Trübstoffen auf den Blättern der Moose. Allerdings kann sich ein zu rascher Durchfluss aufgrund der mechanischen Belastung auch negativ auswirken und zum Abreißen der Moosstängel führen. Zusätzlich können die Blätter auch durch feines mitgespültes Sediment und Sand zerfetzt werden. Besonders in den Gebirgsbächen führen periodische oder episodische Hochwasser zu vorübergehenden großen Verlusten durch Abreißen der Pflanzen. Allerdings stellen diese mit der Strömung mitgrissenen Pflanzenteile, wie schon im Kapitel Ausbreitungsökologie erwähnt, einen wesentlichen Teil zur Vermehrung der jeweiligen Art dar. Im Gegensatz dazu verhindern diese höheren physikalischen Störungen, aufgrund von hoher Dynamik und regelmäßigen Substratumlagerungen, besonders in Gebirgsbächen, die Entwicklung einer Vegetation mit Gefäßpflanzen. Moose können jedoch mit Hilfe von keimenden zurückbleibenden Zellen, Stielen und Wurzelteilen gegenüber dem Zerkleinerungseffekt von Partikeln besser Widerstand leisten (TREMP & KOHLER

1993). Aufgrund dieser Adaptionen können Moose in hoch dynamischen, sich ständig ändernden aquatischen Umgebungen existieren (TREMP 1999).

Im Gegensatz dazu kann aber auch eine zu geringe Strömung negative Auswirkungen haben, vor allem dann, wenn die Moospflanzen von Schlick zugedeckt werden und in weiterer Folge absterben (NEBEL & PHILIPPI 2000).

2.3 Eignung der aquatischen Moose als Indikatorpflanzen

Definition Bioindikator

Ein Bioindikator ist ein Organismus, dessen Vorkommen oder Fehlen in einem Lebensraum bestimmte Standort- und Umweltbedingungen anzeigt (FRAHM 1998), bzw. der wertvolle Informationen über die Qualität seiner Umwelt/Umgebung wiedergibt (MARKERT et al. 2003). Von einem Bioindikator wird auch gesprochen, wenn Abundanz und Frequenz einer Art in Abhängigkeit von ökologischen Veränderungen statistisch variieren (GRASMÜCK et al. 1995). Dazu zählen beispielsweise Beeinträchtigungen wie Schadstoffbelastungen, Bewirtschaftungsformen, aber auch Umweltbelastungen wie Eutrophierung, Versauerung und Austrocknung (MARKERT et al., 2003). Dabei muss es sich bei ökologischen Veränderungen jedoch nicht nur um negative menschliche Einflüsse handeln, auch positive Entwicklungen, wie z.B. Verbesserungen der Wasser- und Luftqualität, können mit Hilfe von Bioindikationsuntersuchungen festgehalten werden (FRAHM 1998).

Der Indikationswert der einzelnen Arten ist jedoch sehr unterschiedlich und abhängig davon, ob es sich um eine Art mit weiterer (euryöke Art) oder engerer (stenöke Art) Standortamplitude handelt (FRAHM 1998). Einige Arten reagieren sehr sensibel, während andere wiederum eine hohe Toleranz aufweisen und wieder andere bestimmte Anforderungen an ihre Umgebung stellen (PORLEY & HODGETTS 2005). Je empfindlicher ein Indikatororganismus auf Veränderungen durch äußere Einflüsse reagiert, umso höher ist seine Aussagekraft.

Einen weiteren wesentlichen Punkt in der Bioindikation stellt die Möglichkeit zur Erfassung von ökologischen Einflüssen über einen längeren Zeitraum dar. Während Messungen von Einzelfaktoren wie z.B. chemisch-physikalische Parameter nur die momentane Situation eines Gewässers darstellen (SCHÖNBORN 1992), ermöglicht die Bioindikation eine Aussage über längerfristige Zustände (FRAHM 1998).

Makrophyten als Bioindikatoren

Makrophyten (Bryophyta, Charophyta, Pteridophyta und Anthophyta) stellen ein bedeutendes Instrument zur Erhebung der Qualität von Fließgewässern dar (TREMP & KOHLER 1995). Während die Verbreitung der Makrophyten durch abiotische und biotische Umweltfaktoren gesteuert wird (GUNKEL 1994), reagieren sie nahezu nicht auf kurzzeitige Spitzenbelastungen, sondern integrieren den durchschnittlichen Zustand eines Gewässers. Lediglich erhebliche Veränderungen, z.B. Nährstoffbelastungen, führen zu einer dauerhaften Etablierung und/oder dem Fehlen von Arten (TREMP & KOHLER 1995). Das Nicht-Vorkommen gewisser Arten darf jedoch nicht überbewertet werden, da die meisten Arten durch Abschwemmen und Wiederbewurzeln abgebrochener Sprossstücke eher zufällig verbreitet werden. Das Vorkommen von Arten und/oder Gesellschaften in Gewässern verschiedener Güte ist im Gegensatz dazu nicht dem Zufall überlassen (u.a. GLÄNZER et al. 1977, KOHLER 1975 & 1978, MELZER 1976, WIEGLEB 1978).

Eine wesentliche Eigenschaft der Makrophyten in der Bioindikation stellt die Fähigkeit zum Überdauern dar. Diese ermöglicht ihnen gegenüber anderen Organismengruppen eine sehr hohe integrative Aussagekraft (TREMP & KOHLER 1995). Während z.B. das Phytobenthos üblicherweise als Frühwarnindikator betrachtet wird, indizieren Makrophyten aufgrund ihres längeren Lebenszyklus und ihrer Toleranz gegenüber kurzzeitigen ökologischen Veränderungen eher anhaltende Verschlechterungen bzw. Beeinträchtigungen (BRABEC & SZOSZKIEWICZ 2006), wie auch Verbesserungen entlang von Fließgewässern. Makrophyten können somit die ökologischen Verhältnisse eines Gewässers über einen längeren Zeitraum hinweg indizieren (SEELE 2000).

Unterschiedliche Standortansprüche einzelner Wasser- und Uferpflanzen ermöglichen somit aufgrund von Vorkommen, Häufung und Verteilung der einzelnen Arten Rückschlüsse auf den Zustand des Gewässers (KRAUSCH 1996). Makrophyten eignen sich dabei besonders zur Bioindikation des Nährstoffgehaltes (Trophie) von Gewässern (KRAUSCH 1996, GLÄNZER et al. 1977, KOHLER 1975 & 1978, MELZER 1976, WIEGLEB 1978, WRIGHT et al. 1975), wobei sie im gleichen Maße auf menschlich verursachte Prozesse der Eutrophierung als auch auf Oligotrophierung reagieren (TREMP & KOHLER 1995).

Aber nicht nur Eutrophierung und Gewässerverschmutzung (CARBIENER et al. 1990, MESTERS 1995), sondern auch die Verschlechterung der Gewässerstruktur führt z.B. entlang der europäischen Flachlandflüsse zu einem deutlichen Rückgang der Artendiversität und einer Homogenisierung der Gesellschaften (PRESTON 1995, RIIS & SAND-JENSEN 2001). Besonders jene Makrophyten, die im Sediment wurzeln und ihre Sprosse im Freiwasser bilden, stellen ein verbindendes Element zwischen den Gewässerkompartimenten dar (CARIGNAN & KALFF 1980, BARKO & SMART 1981, BARKO & JAMES 1998) und integrieren somit auch in räumlicher Sicht den ökologischen Zustand eines Gewässers. In diesem Zusammenhang erscheinen Makrophyten nicht nur empfindlich gegenüber physikalischen Veränderungen in Flüssen (O'HARE et al. 2006), sondern reagieren auch empfindlich gegenüber Eingriffen in das Wasserregime wie z.B. Aufstau.

Alles in allem können Makrophyten somit aufgrund ihres Indikatorwertes sehr gut zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Flüssen herangezogen werden (O'HARE et al. 2006). Speziell in der Ausbildung der Vegetation spiegeln sich die vorherrschenden Umweltparameter am besten wider (MULLER 1996).

Aquatische Moose als Bioindikatoren

Die generelle Eignung von Moosen als Teil der Makrophytenvegetation wurde im Kapitel "Makrophyten als Bioindikatoren" bereits ausführlich behandelt. Doch welche Eigenschaften der Moose machen diese Pflanzengruppe zu einem weit wichtigeren Bioindikator als oftmals vermutet?

Einer der bedeutendsten Parameter für die Bioindikation dieser Pflanzengruppe stellt ohne Zweifel der einfache Bauplan der Moose dar. Aufgrund des fehlenden Abschlussgewebes, wie es Höhere Pflanzen aufweisen, sind Moose wie auch Flechten den Umwelteinflüssen direkt ausgesetzt. Die Wasser- und Nährstoffaufnahme erfolgt somit direkt über die Oberfläche (FRAHM 1998) und bei aquatischen Moosen aufgrund ihrer dauernden oder zeitweiligen Lebensweise als Hydrokultur über das Gewässer, indem sie nahezu dauernd von ihrem Nährmedium umgeben sind (FRAHM 1974 & 1998). Die Aufnahme geschieht somit unabhängig vom Substrat, auf dem sie wachsen (TREMP 1999). Diese einfache Methode der Wasser- und Nährstoffaufnahme über die Oberfläche führt zum unmittelbaren Kontakt mit schädigenden Einflüssen und somit allen dem Wasser enthaltenen Schadstoffen (FRAHM 1974 & 1998). Wassermoose gehören somit zu den gegenüber Wasser-

verschmutzung am empfindlichsten reagierenden Arten (FRAHM 1998). Auch die Akkumulation in Stämmchen und Blättchen spiegelt einzig und allein die Kontamination des Wasserkörpers wider (TREMP 1999).

Je nach Resistenz der einzelnen Arten führt dies in weiterer Folge zum völligen oder stellenweisen Verschwinden einzelner Moose und lässt in diesem Zusammenhang auch Rückschlüsse auf den Verschmutzungsgrad eines Gewässers zu (FRAHM 1974). Aufgrund ihrer anatomischen und physiologischen Besonderheiten sind aquatische Moose besonders geeignet, auf Veränderungen ihrer Umgebung, wie z.B. durch Einleitungen von Abwässern, zu reagieren und stellen weitaus empfindlichere Bioindikatoren als Höhere Pflanzen dar (FRAHM 1998).

Auch in Bächen mit höherer physikalischer Störung, wie sie besonders in Gebirgsbächen vorzufinden ist, weisen Moose gegenüber Höheren Pflanzen Vorteile in der Verbreitung auf. Während aufgrund der hohen Dynamik und der regelmäßigen Substratumlagerungen die Entwicklung von einer Vegetation mit Gefäßpflanzen weitestgehend verhindert wird, können Kryptogame mit Hilfe von keimenden zurückbleibenden Zellen, Stielen und Wurzelteilen gegenüber dem Zerkleinerungseffekt besser Widerstand leisten (TREMP & KOHLER 1993). Aufgrund dieser Adaptionen können Moose auch in hoch dynamischen, sich ständig ändernden aquatischen Umgebungen existieren (TREMP 1999) und stellen in diesen Bereichen bedeutende Indikatoren zur Bewertung der Wasserqualität dar (TRIEST 2006).

Einen weiteren Vorteil der Bioindikation mit Moosen stellt die Langlebigkeit der Bryophyten dar. Aufgrund ihrer Präsenz im bzw. entlang der Gewässer über das ganze Jahr hinweg indizieren sie die durchschnittliche Wasserqualität unbeeinflusst von Kurzzeitereignissen (PAPP & RAJCZY 1995). Sogar in den Wintermonaten bleiben Moose grün und aktiv (GLIME & KEEN 1984).

Fließgewässerökosysteme beinhalten normalerweise vielfältige Bereiche mit unterschiedlichen Standorteigenschaften und stellen damit Lebensraum für verschiedene Moosarten mit ihren unterschiedlichen Ansprüchen dar (VITT & GLIME 1984). So ist es auch möglich, Moose als abgestufte Zeigerarten für sehr fein veränderte Umweltverhältnisse heranzuziehen (FRAHM 1998). So handelt es sich z.B. in den Sprühwasserzonen um ökologisch höchst sensible Zönosen. Die darin vorkommenden Arten dulden häufig nur geringe Schwankungen ihrer Umweltbedingungen. Die Moose dieser Zonen stellen somit einen empfindlichen

Gradmesser auch für strukturelle Veränderungen dar und können demnach als Bioindikatoren von besonderem Wert angesehen werden (ZECHMEISTER 1992).

Darüber hinaus sind Moose auch im Bereich der Schwermetallbelastung (als Akkumulationsindikator), der Gewässerversauerung und speziell im Bereich der organischen Verschmutzung sehr feine Indikatoren für Veränderungen (TREMP 1992 & 1993, TREMP & KOHLER 1993 & 1995, ZECHMEISTER et al. 2003, BRUNS et al. 1997, TURNER et al. 2001).

Aquatische Moose weisen nicht nur einen großen Artenreichtum auf, sondern auch eine hohe Indikationswirkung im Zusammenhang mit ihrer einfachen Methode der Wasser- und Nährstoffaufnahme. Aufgrund ihrer Langlebigkeit, ihrer Fähigkeit auch dynamische Fließgewässer zu besiedeln und ihrer Möglichkeit sehr sensibel auf feine ökologische Veränderungen, auch in Perioden mit verbesserten Wasserqualitäten, zu reagieren, stellen Moose eine unverzichtbare Organismengruppe in der Bioindikation an Fließgewässern dar.

3 METHODIK

3.1 Auswahl, Lage und Umfang der Untersuchungsstellen

Die Aufnahmen der Makrophytenvegetation wurden in den Vegetationsperioden 2001 bis 2003 durchgeführt. Die Auswahl der einzelnen Stellen erfolgte dabei anhand von verschiedenen Kriterien. Neben der Verfügbarkeit von Zusatzinformationen war auch eine entsprechende Verteilung der Probestellen über alle Bioregionen (Abb. 1 und Tab. 1) inkl. des Sondertyps "großer Flüsse" (Tab. 2) wesentlich. Ausreichende Hintergrundinformationen konnten sowohl von Messstellen der Wassergüteerhebungsverordnung (WGEV), als auch von Probestellen der Gruppe Phytobenthos gewonnen werden. Bezüglich der Verteilung der untersuchten Fließgewässerabschnitte wurde eine jeweils der Bioregionsgröße entsprechende Anzahl an Stellen ausgewählt. Zusätzlich wurde neben der regelmäßigen Verteilung der Probestellen auf ganz Österreich auch auf die Abdeckung eines weiten Spektrums bezüglich Trophiestatus und Güteklasse der einzelnen Gewässerabschnitte geachtet.

Tab. 1: Unterteilung Österreichs nach Ökoregionen (ILLIES 1978, FINK et al. 2000), Sub-Ökoregionen und Bioregionen basierend auf Moog (2001).

Ökoregion	Sub-Ökoregion	Bioregion	
Alpen (Ökoregion 4)	Zentralalpen	1 Vergletscherte Zentralalpen (VZA)	
		2 Unvergletscherte Zentralalpen (UZA)	
		3 Bergrückenlandschaft & Ausläufer der Zentralalpen (BR)	
	Kalkalpen	4 Flysch oder Sandstein-Voralpen (FL)	
		5 Kalkvoralpen (KV)	
		Kalkhochalpen	6 Nördliche Kalkhochalpen (KH)
			7 Südalpen (SA)
			8 Helvetikum im Vorarlberg (HV)
	Alpine Regionen im Rhein-Einzugsgebiet	9 Alpine Molasse (AM)	
Zentrales Mittelgebirge (Ökoregion 9)	Alpenvorland	10 Vorarlberger Alpenvorland (VAV)	
		11 Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland (AV)	
	Granit- & Gneisgebiet der Böhm. Masse	12 österreichisches Granit- & Gneisgebiet (GG)	
Ungarische Tiefebene (Ökoregion 11)		13 östliche Flach- & Hügelländer (FH)	
Dinarischer Westbalkan (Ökoregion 5)		14 Grazer Feld & Grabenland (GF)	
		15 südliche inneralpine Becken (IB)	

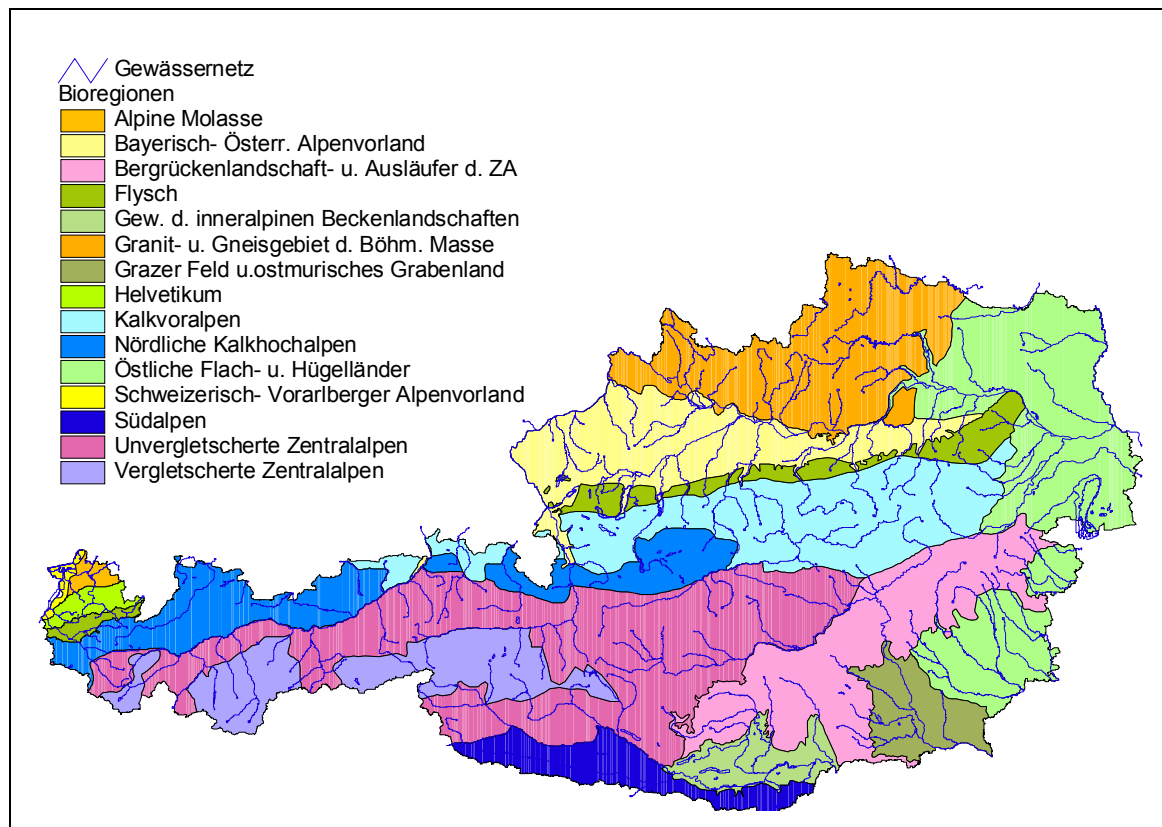


Abb. 1: Fließgewässer-Bioregionen Österreichs; Datenquellen: Universität für Bodenkultur (MOOG et al. 2001), AG Fischökologie / BAW Scharfling (HAUNSCHMID et al. 2001), ARGE Limnologie GmbH (PFISTER et al. 2001), Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) / Umweltbundesamt (WIMMER et al. 2000), Wassergüterhebung in Österreich, Wasserwirtschaftskataster im BMLFUW, Ämter d. Landesregierungen.

Tab. 2: Zusammengefasste Einheiten des Sondertyps "große Flüsse" (KOLLER-KREIMEL 2002).

Sondertyp „große Flüsse“
Donau
Rhein
March/Thaya
„Alpenflüsse“ (Inn, Salzach, Drau, Mur)

Unter Berücksichtigung aller für die Auswahl der Probestellen wesentlichen Parameter konnten im Untersuchungszeitraum 458 Gewässerabschnitte an 267 Fließgewässern (vgl. Tab. 13 im Anhang) über das gesamte Bundesgebiet Österreichs und alle vorkommenden Bioregionen verteilt, untersucht werden. Die genaue Lage der einzelnen Untersuchungsstellen ist Abb. 2 zu entnehmen.

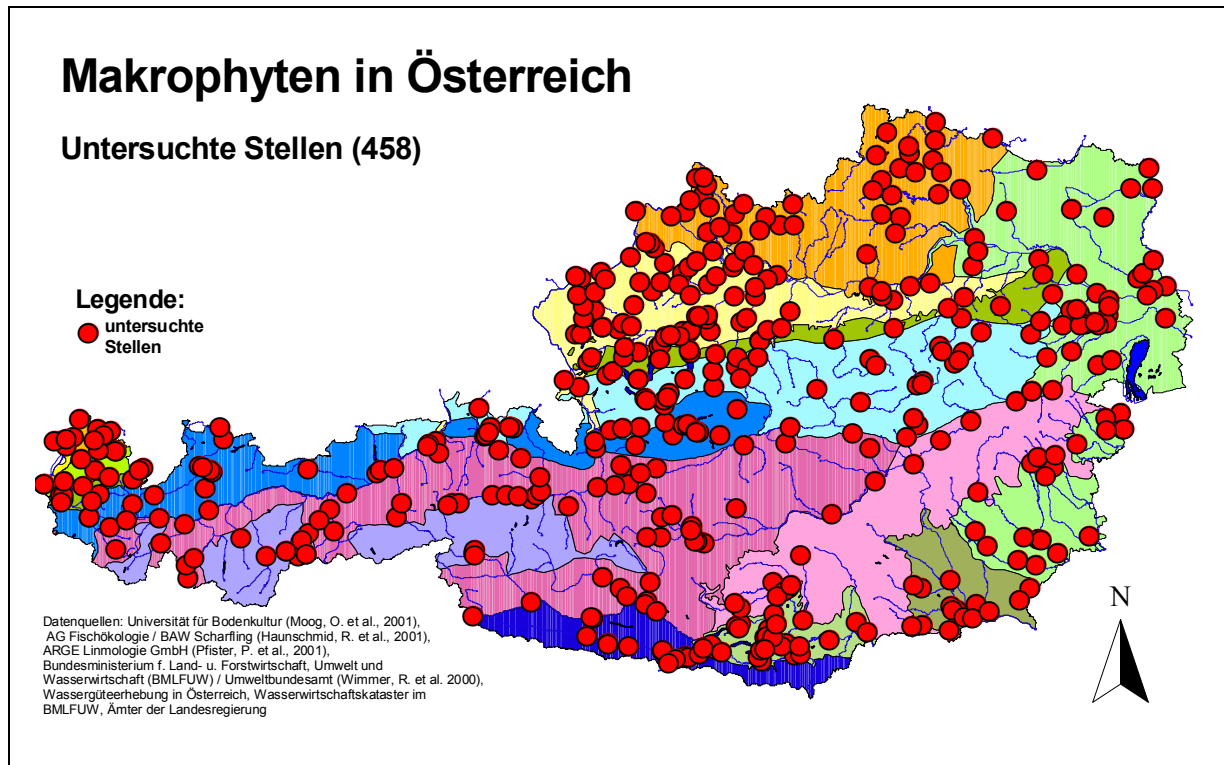


Abb. 2.: Lage der Untersuchungsstellen in der Fließgewässer-Bioregionskarte (PALL & MOSER 2003).

3.2 Erhebung

Die Erhebung der Makrophytenvegetation wurde anhand eines standardisierten Verfahrens aufbauend auf der Vorgangsweise von KOHLER (1978) zur Kartierung der aquatischen Vegetation an Fließgewässern durchgeführt und wurde entsprechend den Erfordernissen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie adaptiert (PALL & MOSER 2006, 2007 & 2008, PALL & MAYERHOFER 2008 & 2009, Sicherheitshinweise in MAUTHNER-WEBER 2007). Die Kartierungsmethode ist sowohl mit der europäischen Normung (CEN 230165, ÖNORM EN 14184, ÖNORM EN 14996) als auch mit der in Österreich praktizierten Makrophytenerhebung gemäß ÖNORM M 6232 konform.

Die Aufnahmen im Gelände wurden von Mai bis September, vorwiegend jedoch in den Monaten Juni bis August, durchgeführt. Obwohl Moose prinzipiell ganzjährig anzutreffen sind, wurde aufgrund der Erhebung anderer Pflanzengruppen der

optimale Zeitraum passend zur Aufnahme der Makrophytenvegetation gewählt. Zusätzlich wurde der Zeitpunkt der Beprobung an Stellen im Flachland früher gewählt, um diverse Arten, die bereits im Hochsommer bis Frühherbst verschwinden, noch antreffen zu können. Im Gegensatz dazu wurden die Probestellen in alpinen Lagen aufgrund der späteren Vegetationsentwicklung auch zeitlich später aufgenommen. Bei der Auswahl des Untersuchungszeitpunktes wurde darüber hinaus darauf geachtet, die Aufnahmen nicht unmittelbar nach Hochwasserereignissen durchzuführen. Um den optimalen Kartierungszeitpunkt zu gewährleisten, wurde die Erhebung der Makrophytenvegetation aufgrund der hohen Anzahl an Untersuchungsstellen von zwei Bearbeitern (Mayerhofer V. und Pall K.) zeitgleich durchgeführt.

Für die Erhebung wurde vor Ort ein für den Wasserkörper repräsentativer Abschnitt mit einer Länge von ca. 100 m festgelegt. Um möglichst alle Arten am entsprechenden Gewässerabschnitt erfassen zu können, wurde gemäß dem Prinzip der "Artensättigung" kartiert. Konnten immer wieder neue Arten festgestellt werden, wurde der Untersuchungsabschnitt so weit verlängert, bis über eine Gewässerlänge von 25 m keine weiteren neuen Arten mehr hinzukamen.

Beprobt wurde der gesamte von Makrophyten besiedelbare Lebensraum. Während sich dieser Bereich bei kleineren bis mittleren Gewässern über den gesamten Gewässerquerschnitt erstreckt, beschränkt sich der potentiell besiedelbare Bereich bei größeren Gewässern zum Teil auf die Uferbereiche und reicht je nach Gegebenheiten bis in unterschiedliche Wassertiefen.

Neben der Erfassung der aquatischen Vegetation (siehe Anhang Tab. 10) wurden zusätzlich für den Gewässerabschnitt relevante abiotische Parameter (siehe Anhang Tab. 11 und Tab. 12) erhoben. Die Erhebung und Besammlung der Makrophytenvegetation wurde bei den meisten Gewässern durch Begehung mit Gummistiefeln bzw. Wathose durchgeführt. Lediglich bei einigen sehr großen Flüssen wurde die Vegetation von den Uferbereichen oder auch vom Boot aus beprobt. Die Entnahme der Pflanzen wurde dabei entweder per Hand oder in tieferen Gewässern bzw. bei starker Trübung unter Zuhilfenahme eines ausziehbaren Rechens durchgeführt.

Im Zuge der Erhebung für die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie wurden alle Pflanzen, die im Wasser, innerhalb des Spritzwasserbereichs (bei rhithral geprägten Fließgewässern) oder unterhalb der Mittelwasserlinie (bei potamal geprägten

Fließgewässern) wachsen, sowie Wasserschwieber und freischwimmende Pflanzen erhoben. Berücksichtigung fanden dabei Characeen, Moose, Farne und Höhere Pflanzen. Wobei Hydrophyten (dauernd im Wasser lebende Pflanzen), Amphiphyten (Pflanzen, die völlig untergetaucht als auch zeitweise im Trockenen leben können) und Helophyten (Röhrichtarten) mit aufgenommen wurden.

Die mengenmäßige Erfassung der einzelnen Pflanzen entlang des zu beprobenden Gewässerabschnitts wurde nach einer 5-stufigen Schätzskala gemäß KOHLER (1978) durchgeführt. Die einzelnen Schätzstufen (PM = Pflanzenmenge), als auch die entsprechende verbale Beschreibung gemäß ÖNORM M 3262, sind Tab. 3 zu entnehmen.

Tab. 3: Mengenschätzung nach KOHLER (1978) und entsprechende verbale Beschreibung (ÖNORM M 3262).

Schätzstufe (PM)	Verbale Beschreibung
1	sehr selten, vereinzelt
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	sehr häufig, massenhaft

Während bei vielen Pflanzengruppen die Bestimmung auf Artniveau größtenteils bereits im Gelände durchgeführt werden konnte, wurden bei der Moosvegetation Proben zur Nachbestimmung bzw. für Herbarbelege von allen an einem Gewässerabschnitt vorgefundenen Arten mitgenommen. Die Moosproben wurden trocken getupft und nach Arten sortiert in Papiersäckchen unter Angabe von Stellenbezeichnung, geschätzter Pflanzenmenge, Substrat (Stein, Holz, Lehm, Erde) und Wuchsort (submers, Bereich Wasseranschlagslinie oder Spritzwasserzone) aufgenommen. Abschließend wurden die Papiersäckchen trocken gelagert.

Zusätzlich zur Makrophytenvegetation wurden auch für jeden Gewässerabschnitt diverse abiotische Parameter aufgenommen. Der entsprechende Erhebungsbogen sowie die Erklärungen hiezu sind im Anhang in Tab. 11 und Tab. 12 ersichtlich. Die Lage der Probestellen wurde mittels GPS eingemessen und der untersuchte Gewässerabschnitt fotografisch dokumentiert.

3.3 Bestimmung

Die Bestimmung der aquatischen Vegetation wurde bis auf Artniveau durchgeführt. Bei der Nachbestimmung der Moose wurden die einzelnen Proben in einem ersten Schritt in Petrischalen mit Wasser eingeweicht, merkmals tragende Teile präpariert und anschließend unter dem Binokular oder Mikroskop genauer determiniert. Die Bestimmung erfolgte nach FRAHM & FREY (1992), FRAHM et al. (1995), NEBEL & PHILIPPI (2000, 2001 & 2005), MÖNKEMEYER (1927), SMITH (1978 & 2004) und PATON (1999) und wurde durch Mayerhofer V. und Pall K. durchgeführt. Moosproben schwierig zu bestimmender Gruppen wurden durch Caspari S., Sujanak M. und Zechmeister H. bestimmt bzw. rückbestätigt. Die Nomenklatur richtet sich bei den Laubmoosen nach GRIMS (1999) und bei den Lebermoosen nach GROLLE (1983).

Neben der Bestimmung der einzelnen Arten wurden zusätzlich Herbarbelege gemäß PROBST (1986) und FRAHM & FREY (1992) angelegt.

3.4 Auswertung

Datenerfassung

Nach Beendigung der Freilandarbeiten sowie der Pflanzenbestimmungen wurde eine Datenbank mit der Makrophytenvegetation sowie allen erhobenen und verfügbaren Parametern der untersuchten Fließgewässerabschnitte zur weiteren Ausarbeitung erstellt.

Die Ergebnisse der Nachbestimmungen der Makrophyten wurden letztendlich auf die Aufnahmebögen übertragen und in Excel-Listen (Beispiel Tab. 4) entsprechend jeder Probestelle unter Angabe der Pflanzenmenge (Tab. 3) der jeweiligen Art eingegeben.

Tab. 4: Beispiel Dateneingabe der vorgefundenen Makrophytenvegetation entsprechend der jeweiligen Probestelle in eine Excel-Datei.

Probestelle	Gewässername	Art 1	Art 2	Art 3	...
FG01	Fluss A	PM	PM	PM	PM
FG02	Fluss B	PM	PM	PM	PM
...	...	PM	PM	PM	PM

Darüber hinaus wurden in einem weiteren Tabellenblatt die zu jeder Probestelle zugehörigen abiotischen Parameter, entsprechend dem Prinzip der Eingabe der

Makrophytenvegetation, festgehalten. Hierbei wurden neben den selbst erhobenen Parametern (siehe Aufnahmebogen Tab. 11) alle weiteren zur Verfügung stehenden Informationen eingetragen. Dabei handelt es sich um Zusatzinformationen der Bereiche Chemie, Hydrologie, Trophie, Saprobie etc., die von den Ländern und der Gruppe Phytobenthos zur Verfügung gestellt wurden. Diese zusätzlichen Informationen konnten jedoch aufgrund fehlender Verfügbarkeit nicht für alle untersuchten Gewässerabschnitte ergänzt werden. Deshalb waren diese Parameter nur unvollständig für die weitere Auswertung verfügbar. Einige Analysen wurden daher je nach Verfügbarkeit des Parameters mit einem geringfügig eingeschränkten Datensatz durchgeführt.

Boxplot

Zum grafischen Vergleich des Verbreitungsspektrums der Einzelarten hinsichtlich abiotischer Parameter wurde die Boxplot-Darstellung (auch Box-Whisker-Plot genannt) gewählt (Abb. 3).

Die Begrenzungen der Box, in der 50 % der Werte liegen, stellen dabei das obere und das untere Quartil dar. Die Länge der Box entspricht dabei dem Interquartilsabstand (Maß für die Streuung). Der Strich innerhalb der Box stellt den Median der Werte dar und gibt Auskunft über die "Schiefe" der den Daten zugrunde liegenden Verteilung. Die vertikalen Linien (auch Whisker genannt) entsprechen in diesem Diagrammtyp dem Maximum sowie dem Minimum aller beobachteten Werte. Ausreißer werden in dieser Variante der Grafik nicht dargestellt.

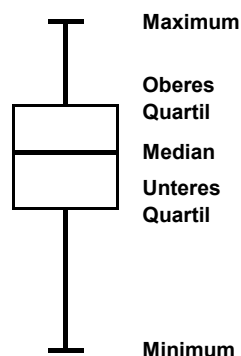


Abb. 3: Lage Median, oberes und unteres Quartil sowie Minimum und Maximum in der Boxplot-Darstellung.

Vegetationstabellen (pflanzensoziologische Tabellen)

Zur Typisierung der Fließgewässer auf Basis der Makrophytenvegetation wurde in einem ersten Schritt die Differenzierung der Gewässer anhand von Vegetationstabellen durchgeführt. Da die meisten gängigen statistischen Verfahren die Ähnlichkeit zwischen den Stellen streng anhand der verschiedenen vorkommenden Arten beurteilen, kann der jeweiligen ökologischen Qualität der entsprechenden Arten nicht Rechnung getragen werden. Um jedoch ähnliche ökologische Ansprüche (z.B. Geochemie) verschiedener Arten zu berücksichtigen, kann in Form von Vegetationstabellen eine Zusammenfassung von Artengruppen mit ähnlichen Ansprüchen durchgeführt werden (vgl. SCHAUMBURG 2005).

Zur Erstellung dieser Vegetationstabellen wurden die Arten mit ihren entsprechenden Häufigkeiten in Spalten und die Aufnahmen der einzelnen Probestellen in Zeilen aufgetragen.

Basierend auf der Unterscheidung der einzelnen Arten gemäß ihres Verbreitungsspektrums in "Kalkzeiger", "Silikatzeiger" und "Indifferente Arten" (Ubiquisten bezüglich Geochemie) wurden in den Vegetationstabellen die einzelnen Vegetationsaufnahmen der verschiedenen Probestellen entsprechend ihrer Ähnlichkeit bezüglich der Zeigerarten bzw. nach Trennarten geordnet. Die Sortierung wurde aufsteigend nach Anzahl an Silikatzeigern, indifferenten Arten und Kalkzeigern durchgeführt. Aufgrund der artenreichen Zusammensetzung der Vegetation der einzelnen Probestellen konnte festgestellt werden, dass hierfür die Anwesenheit einzelner Arten in den Beständen bedeutender erscheint als ihre quantitative Verbreitung (Pflanzenmenge).

Anhand der Vegetationstabelle wurde nach endgültiger Sortierung eine Auftrennung bzw. Zusammenfassung aller untersuchten Probestellen sowohl nach gleicher Artenkombinationen als auch entsprechend der Arten mit gleichen ökologischen Ansprüchen bezüglich Geochemie durchgeführt.

Korrespondenzanalyse & Schwerpunktswerte

Zur weiteren Unterscheidung bzw. Zugehörigkeit der einzelnen Gewässerabschnitte auf Basis der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation wurde die Korrespondenzanalyse herangezogen.

Die Definition für Korrespondenzanalyse nach BACKHAUS et al. (2003) lautet: *„Dies ist ein Verfahren zur Visualisierung von Datentabellen, insbesondere von Tabellen mit Häufigkeiten qualitativer Merkmale. Sie dient damit der Vereinfachung und Veranschaulichung komplexer Sachverhalte. Die Häufigkeiten qualitativer Merkmale, man spricht auch von qualitativen Daten, werden oft in Form einer Kreuztabelle angeordnet, nämlich wenn man die gemeinsamen Häufigkeiten für zwei Gruppen von Merkmalen bzw. Merkmalskategorien vorliegen hat und etwas über deren Zusammenhänge herausfinden möchte.“*

In den Auswertungen entsprechen den Merkmalskategorien einerseits die Stellenbezeichnungen und andererseits die in den Stellen vorgefundenen Arten. Speziell die „Detrended Correspondence Analysis“ (DCA) ist auf ökologische Daten mit ebendiesem Datenaufbau ausgerichtet (McCUNE & MEFFORD 1999). Auf Basis dieser Kreuztabelle wurden die Analysen durchgeführt. Durch die Visualisierung der Ergebnisse wurde die Lage der einzelnen Punkte, die den jeweiligen Probestellen entsprechen, zueinander dargestellt. Geringere Distanzen zwischen den einzelnen Punkten bedeuten stärkere Ähnlichkeit in der Makrophytenausstattung, große Distanzen bedeuten im Gegensatz dazu starke Unähnlichkeit.

Zur besseren Visualisierung wurden jedoch nicht die Punkte der einzelnen untersuchten Stellen entsprechend ihrer Zugehörigkeit eingefärbt, sondern je nach Gruppenzugehörigkeit die Schwerpunktswerte mit dem zugehörigen Vertrauensbereich (Spannlinien) jeder Gruppe dargestellt. Der Schwerpunktswert entspricht dabei dem Median der x- bzw. y-Koordinaten und der Vertrauensbereich des Medians stellt den Wertebereich der 25 %- bzw. 75 % Quantile dar.

Anhand dieser Darstellung konnten Gruppen mit ähnlicher Makrophytenausstattung ausgewiesen und von anderen Gruppen mit unterschiedlicher Makrophytenvegetation abgetrennt werden.

Analyse der Einzelarten

Die ökologischen Ansprüche der Einzelarten hinsichtlich verschiedenster Parameter wurden in Diagrammform dargestellt. Hierbei wurden die ökologischen Ansprüche der Art bezüglich verschiedenster Parameter einerseits hinsichtlich der Verbreitung innerhalb aller untersuchten Gewässerabschnitte, andererseits innerhalb der Stellen, an denen die Art vorgefunden wurde, analysiert (vgl. Abb. 4). Während auf der linken Achse die Anzahl der Probestellen dargestellt ist, findet sich auf der rechten Achse der relative Anteil der Stellen in Prozent.

In Form von Säulendiagrammen wurden entsprechend der Kategorien des zu analysierenden Parameters die Gesamtanzahl an untersuchten Probestellen sowie der Anteil an Gewässerabschnitten mit Funden der jeweiligen Art dargestellt. In den darüberliegenden Linien wurde der relative Anteil der Verbreitung der Art abgebildet, wobei die Dreiecke den relativen Anteil der Stellen mit der vorgefundenen Art an den Gesamtstellen wiedergeben und die Kreuze die relative Verteilung bezüglich des jeweiligen Parameters innerhalb der Stellen, in denen die Art gefunden wurde, darstellen.

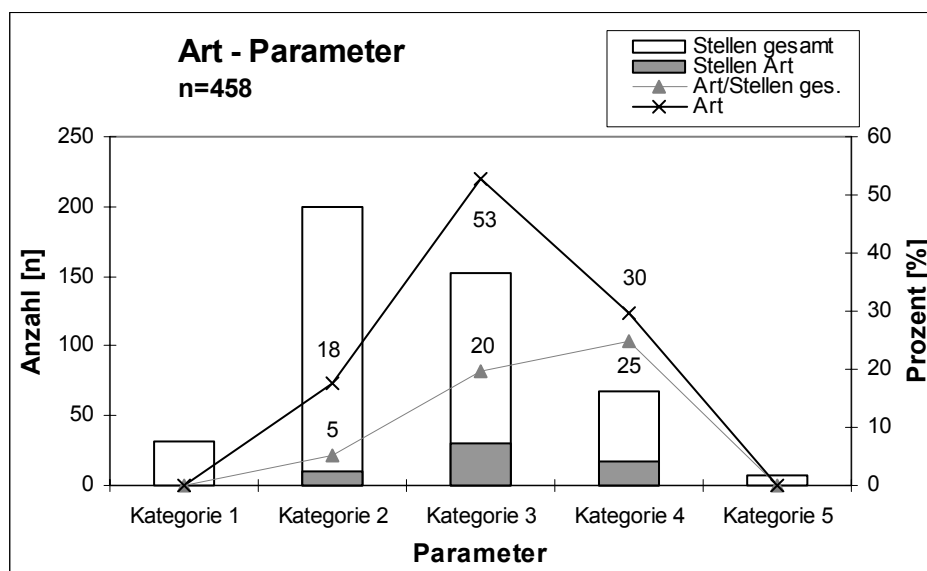


Abb. 4: Beispiel Analyse der Verbreitung einer Art in Abhängigkeit von einem Parameter.

Zum besseren Verständnis soll das oben dargestellte Beispiel näher erläutert werden. Die dargestellte Art konnte an insgesamt 30 Gewässerabschnitten der Kategorie 3 des entsprechenden Parameters vorgefunden werden. Der relative Anteil innerhalb der Stellen, in der die Art angetroffen wurde, erreicht dabei mit 53 % in dieser Kategorie den höchsten Anteil. Etwas weiter abgeschlagen konnte die Art mit einem

Anteil von 30 % (das entspricht 17 Probestellen) in der Kategorie 4 und mit 18 % (10 Probestellen) in der Kategorie 2 nachgewiesen werden. Keine Funde der Art konnten hingegen in den Kategorien 1 und 5 festgestellt werden. Betrachtet man die Anzahl an Funden der Art in Relation zur Anzahl aller untersuchten Stellen innerhalb der entsprechenden Kategorie des Parameters, so zeigt sich, dass der relative Anteil an Stellen mit Funden der Art in Bezug auf alle untersuchten Stellen in der Kategorie 4 mit 25 % am höchsten liegt. Das bedeutet, dass die Art an 17 der 68 untersuchten Probestellen innerhalb dieser Kategorie angetroffen wurde. Von den 152 untersuchten Probestellen der Kategorie 3 konnte die Art an insgesamt 30 Probestellen festgestellt werden. Das entspricht einem Anteil von 20 % aller Stellen dieser Kategorie. Der Anteil an Gewässerabschnitten mit einem Vorkommen der entsprechenden Art gemessen an allen Stellen liegt in der Kategorie 2 hingegen nur mehr bei 5 %.

Zusammenfassend konnte die Art somit am häufigsten in Kategorie 3 des entsprechenden Parameters angetroffen werden. Der Anteil an Funden der Art in Relation zur Anzahl aller untersuchten Gewässerabschnitte der entsprechenden Kategorie liegt jedoch in der Kategorie 4 am höchsten.

4 ERGEBNISSE

4.1 Anzahl und Verteilung der Moosproben

Innerhalb der 458 untersuchten Fließgewässerabschnitte konnten an 330 Probestellen insgesamt 823 Moosproben aufgenommen werden. Davon wurden 134 Moosproben seitens der ARGE Limnologie GmbH, Innsbruck und der Landesregierung Oberösterreich zur Verfügung gestellt.

An Probestellen mit aquatischen Moosen konnten bis zu 9 verschiedene Arten determiniert werden (siehe Abb. 5). Während in fast 80 % der Probestellen die Anzahl an vorgefundenen Arten zwischen 1 und 3 liegt, konnten an weiteren 18 % 4 oder 5 Moose erfasst werden. An Fließgewässerabschnitten mit einem Vorkommen an aquatischen Moosen konnten somit durchschnittlich ca. 2,5 Moose je Probestelle erhoben werden.

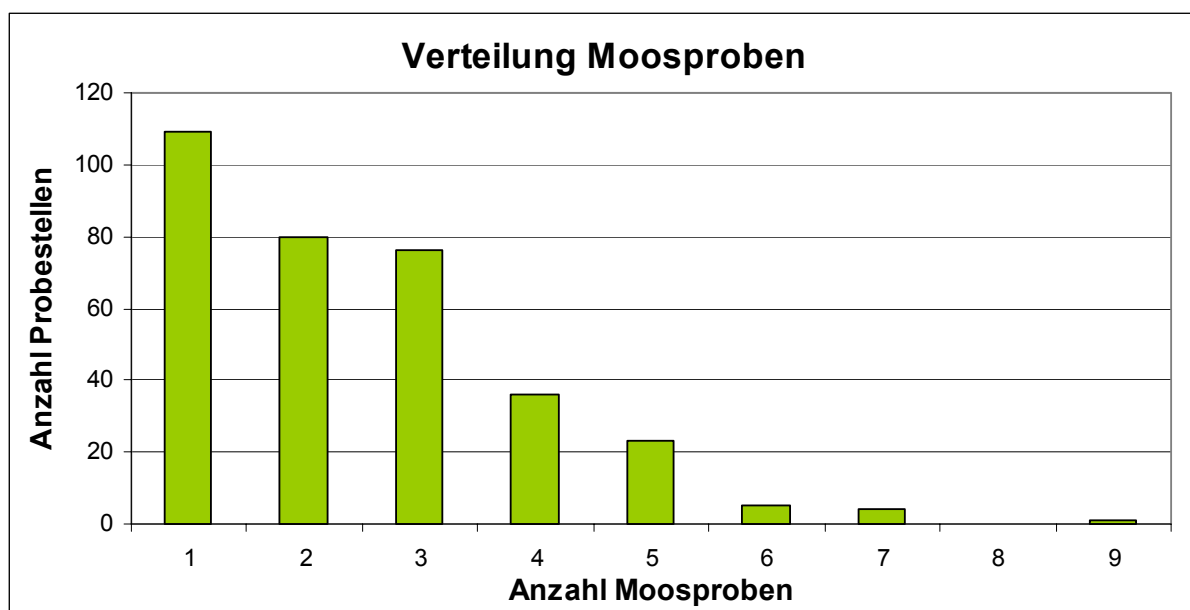


Abb. 5: Anzahl der gefundenen Moosarten je untersuchtem Fließgewässerabschnitt.

4.2 Erfasstes Artenspektrum

Insgesamt konnten im Zuge der Erhebungen 46 verschiedene aquatische Moose festgestellt werden. 15 der vorkommenden Arten, das entspricht einem Anteil von 34 %, werden in der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs (NIKLFELD 1999) geführt und gelten somit als gefährdet eingestufte Arten.

Eine genaue Auflistung der vorgefundenen Spezies unter Angabe des wissenschaftlichen sowie des deutschen Namens, als auch von Autor, Lebensform (vgl. ELLENBERG et al. 2001), Einstufung in die Roten Listen (RL) gefährdeter Pflanzen Österreichs (NIKL FELD 1999) und Pflanzenkürzel ist Tab. 5 zu entnehmen.

Tab. 5: Artenliste aller erhobenen Wassermoose. Bei der Lebensform wurde allen Arten mit hydrophytischer Lebensform gemäß ELLENBERG et al. (2001) "Hydrophyt" sowie den restlichen Arten die Bezeichnung "Amphiphyt" zugewiesen. Die einzelnen Werte der RL stehen gemäß NIKL FELD (1999) für: 0 – ausgerottet, ausgestorben oder verschollen, 1 – vom Aussterben bedroht, 2 – stark gefährdet, 3 – gefährdet und 4 – potentiell gefährdet, die Bezeichnung "–r" bedeutet regionale Gefährdung entsprechend der angegebenen Stufe im außeralpinen Raum und der Zusatz "r" inkl. der zweiten Zahl entspricht der zusätzlichen Gefährdung außerhalb des Alpengebiets.

Bryophyta	Deutscher Name	Lebensform	RL	Kürzel
<i>Amblystegium humile</i> (P. Beauv.) Crundw.	Niedriger Stumpfdeckel	A	3	AMB HUM
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) B.S. & G.	Ufermoos	Hyd		LEP RIP
<i>Amblystegium varium</i> (Hedw.) Lindb.	Veränderlicher Sumpfdeckel	A		AMB VAR
<i>Blindia acuta</i> (Hedw.) B.S. & G.	Spitzblättriges Blind-Moos	A	-r: 3	BLI ACU
<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.) B.S. & G.	Fedriges Kurzbüchsenmoos	A		BRA PLU
<i>Brachythecium rivulare</i> B.S. & G.	Bach-Kurzbüchsenmoos	(Hyd)		BRA RIV
<i>Calliergon cordifolium</i> (Hedw.) Kindb.	Herzblättriges Schönmoos	A	3	CAI COR
<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) Lange & Jens	Stern-Goldschlaflmoos	A		CAP STE
<i>Chiloscyphus pallescens</i> (Ehrh. ex Hoffm.) Dum.	Bleiches Lippenbechermoos	Hyd		CHI PAL
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) Corda	Vielblütiges Lippenbechermoos	Hyd		CHI POL
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (Hedw.) B.S. & G.	Sichelblättriges Gitterzahnmoos	Hyd	3	CIN AQU
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	Donau-Gitterzahnmoos	Hyd	1	CIN DAN
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P. Beauv.	Großes Gitterzahnmoos	Hyd		CIN FON
<i>Cinclidotus riparius</i> (Brid) Arnott	Zungenblättriges Gitterzahnmoos	Hyd		CIN RIP
<i>Conocephalum conicum</i> (L.) Underw.	Kegelkopfmoos	A		CON CON

Fortsetzung Tab. 5: Artenliste aller erhobenen Wassermoose.

Bryophyta	Deutscher Name	Lebensform	RL	Kürzel
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	Farnähnliches Starknervmoos	A, Hyd		CRA FIL
<i>Dichodontium pellucidum</i> (Hedw.) Schimp.	Durchsichtiges Paarzahnmoos	Hyd		DIH PEL
<i>Didymodon sinuosus</i> (Mitt.) Delogne	Buchtiges Doppelzahnmoos	A	2	DID SIN
<i>Didymodon spadiceus</i> (Mitt.) Limpr.	Scheiden-Doppelzahnmoos	(Hyd)		DID SPA
<i>Didymodon tophaceus</i> (Brid.) Lisa	Tuff-Doppelzahnmoos	(Hyd)	- r: 3	DID TOP
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	Krallenblatt-Sichelmoos	(Hyd)	3	DRE ADU
<i>Drepanocladus sendtneri</i> (Schimp. ex. H. Müll.) Warnst.	Dickwandiges Sichelmoos	A	1	DER SEN
<i>Fissidens adianthoides</i> Hedw.	Haarfarnähnliches Spaltzahnmoos	A	- r: 3	FIS ADI
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. ex Bruch & Schimp.	Dickstieliges Spaltzahnmoos	Hyd	3	FIS CRA
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Gemeines Brunnenmoos	Hyd		FON ANT
<i>Fontinalis squamosa</i> Hedw.	Schuppiges Brunnenmoos	Hyd	3	FON SQU
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i> (Hedw.) Loeske	Fluss-Stumpfdeckel	Hyd		HYG FLU
<i>Hygroamblystegium tenax</i> (Hedw.) Jenn.	Starrer Stumpfdeckel	Hyd		HYG TEN
<i>Hygrohypnum duriusculum</i> (De Not.) Jamieson	Breites Wasserschlafmoos	Hyd	- r: 3	HYG DUR
<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	Bräunliches Wasserschlafmoos	(Hyd)		HYG LUR
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (Turn. ex Wils.) Loeske	Rostgelbes Wasserschlafmoos	Hyd	- r: 3	HYG OCH
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	Gemeines Brunnenlebermoos	A		MAC POL
<i>Palustriella commutata</i> var. <i>commutata</i> (Hedw.) Ochyra	Veränderliches Starknervmoos	A		CRA COM
<i>Palustriella commutata</i> var. <i>falcata</i> (Brid.) Ochyra	Sichel-Starknervmoos	(Hyd)		CRA COF
<i>Palustriella commutata</i> var. <i>fluctuans</i> (B.S. & G.) Ochyra	Flutendes Starknervmoos	Hyd		CRA COL
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) Corda (coll.)	Gemeines Beckenmoos	(Hyd)		PEL EPI
<i>Philonotis calcarea</i> (Bruch & Schimp.) Schimp.	Kalk-Quellmoos	A		PHI CAL
<i>Philonotis fontana</i> (Hedw.) Brid.	Gemeines Quellmoos	A		PHI FON
<i>Philonotis tomentella</i> Mol.	Feinfilziges Quellmoos	A		PHI TOM

Fortsetzung Tab. 5: Artenliste aller erhobenen Wassermoose.

Bryophyta	Deutscher Name	Lebensform	RL	Kürzel
<i>Racomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	Nadelschnäbelige Zackenmütze	Hyd		RAC ACI
<i>Racomitrium aquaticum</i> (Schrad.) Brid	Wasser-Zackenmütze	Hyd	- r: 3	RAC AQU
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	Ufer-Schnabeldeckelmoos	Hyd		RHY RIP
<i>Scapania undulata</i> (L.) Dum.	Bach-Spatenmoos	Hyd		SCA UND
<i>Schistidium apocarpum</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	Verstecktfrüchtiges Spalthütchen	(Hyd)		SCS APO
<i>Schistidium rivulare</i> (Brid.) Podp.	Bach-Spalthütchen	Hyd		SCS RIV
<i>Thamnobryum alopecurum</i> (Hedw.) Gang.	Fuchsschwanz- Bäumchenmoos	Hyd		THA ALO

4.3 Verbreitung der Makrophytenvegetation

Verbreitung der Moose innerhalb der Makrophytenvegetation

Innerhalb der 458 Untersuchungsstellen an Fließgewässern konnten an insgesamt 330 Probestellen, also an 72 % aller untersuchten Gewässerabschnitte, aquatische Moose vorgefunden werden. Die Vorkommen erstrecken sich über ganz Österreich, lediglich im Nordosten ist ein etwas selteneres Auftreten der Pflanzengruppe bemerkbar. Die Lage der Untersuchungsstellen mit aquatischen Moosen ist in Abb. 6 dargestellt.

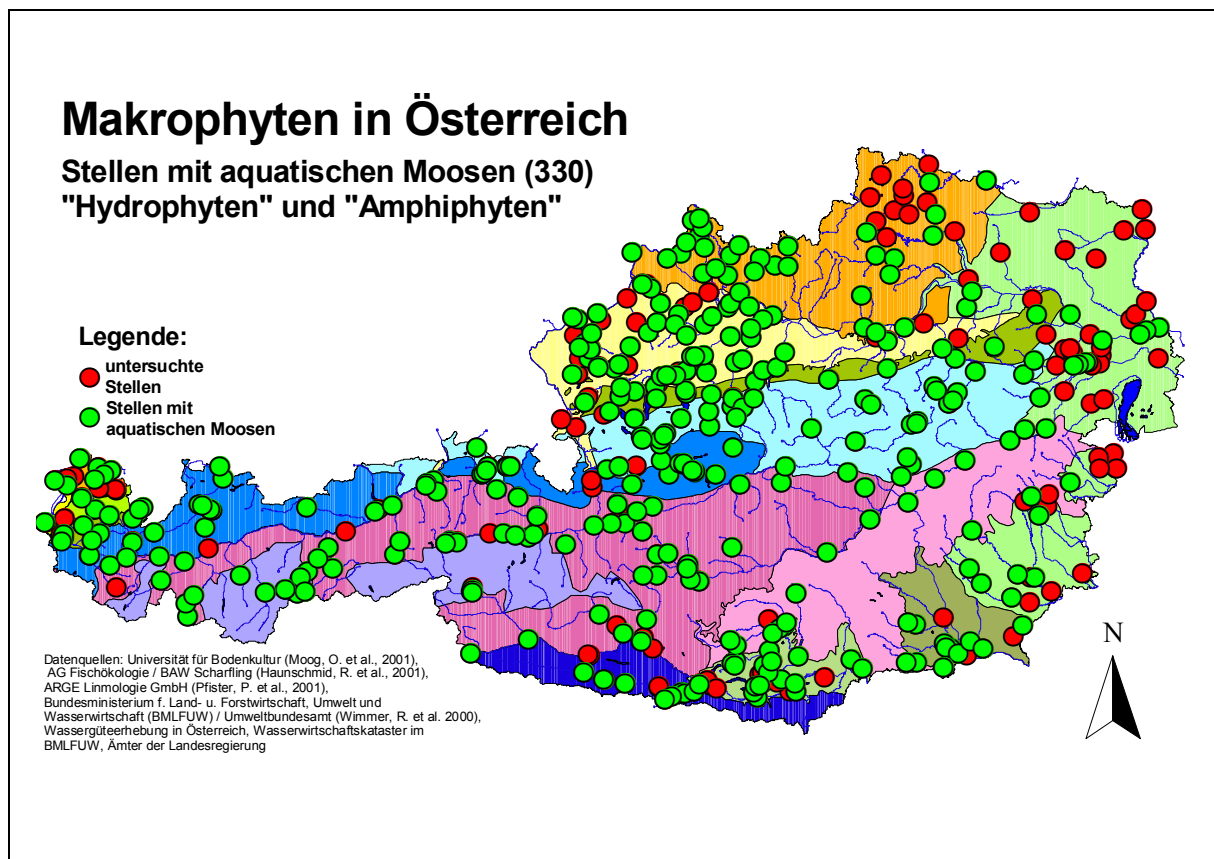


Abb. 6: Vorkommen von aquatischen Moosen innerhalb der Untersuchungsstellen (PALL & MOSER 2003).

Die Verbreitung der Moosvegetation erstreckt sich dabei als einzige Pflanzengruppe über alle 12 Bioregionen. Die genaue Verteilung der Probestellen mit Moosvorkommen innerhalb der einzelnen Bioregionen ist Abb. 7 zu entnehmen.

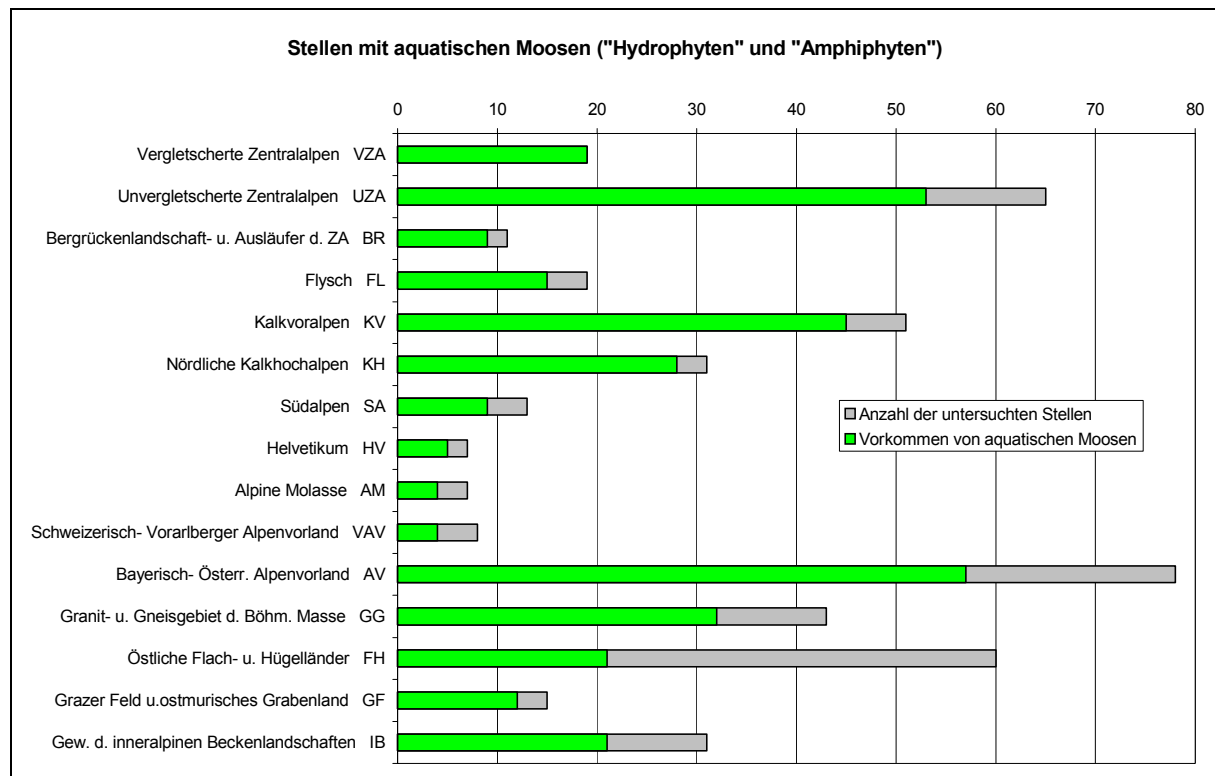


Abb. 7: Vorkommen von aquatischen Moosen in den einzelnen Bioregionen (PALL & MOSER 2003).

Die größte Anzahl an Untersuchungsstellen mit Moosen konnte im Bayerisch-Österreichischen Alpenvorland mit 57 Stellen festgestellt werden. Daran schließen die Bioregionen Unvergletscherte Zentralalpen mit 53 Stellen und die Kalkvoralpen mit 45 Stellen.

Generell konnte ein vermehrtes Vorkommen von Moosen in den Ökoregionen Alpen und Mittelgebirge beobachtet werden. In beiden Ökoregionen konnte mit einem Anteil von meist mehr als 70 % eine sehr weite Verbreitung der Moosvegetation innerhalb der Fließgewässerabschnitte der einzelnen Bioregionen (Zugehörigkeit der einzelnen Bioregionen zu entsprechender Ökoregion siehe Tab. 1) beobachtet werden. In den Vergletscherten Zentralalpen liegt der Anteil an Probestellen mit aquatischen Moosen sogar bei 100 %. Gefolgt werden die Vergletscherten Zentralalpen von den Bioregionen Unvergletscherten Zentralalpen, Kalkhochalpen, Kalkvoralpen, Bergrückenlandschaft und den Ausläufern der Zentralalpen sowie dem Grazer Feld und Ostmurischen Grabenland, in denen an mehr als 80 % der beprobten Gewässerabschnitte Moose vorgefunden wurden. Dicht dahinter liegen die Bioregionen Flysch, Granit und Gneisgebiet der Böhmisches Masse, Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland und Helvetikum, in denen immerhin noch in 70 bis 80 % der untersuchten Stellen Moose vorgefunden wurden. In der Alpenen Molasse

beträgt der Anteil an Stellen mit aquatischen Moosen 57 %, wobei es sich aufgrund der geringen Zahl an beprobten Fließgewässerabschnitten um lediglich 7 Stellen handelt. Der geringste Anteil an Funden mit Wassermoosen in Relation zur Anzahl aller untersuchten Stellen einer Bioregion konnte mit 35 % in den Östlichen Flach- und Hügelländern festgehalten werden.

Verbreitung Höherer Pflanzen und Characeen innerhalb der Makrophytenvegetation

Die Anzahl der Stellen mit Vorkommen von Höheren Pflanzen und Characeen liegt bei 216 Probestellen. Der Anteil an Gewässerabschnitten mit Höheren Pflanzen und Characeen im Verhältnis zu allen untersuchten Fließgewässern beträgt somit 47 %. Die genaue Lage jener Untersuchungsstellen, die Höhere Pflanzen und/oder Characeen aufweisen, ist Abb. 8 zu entnehmen.

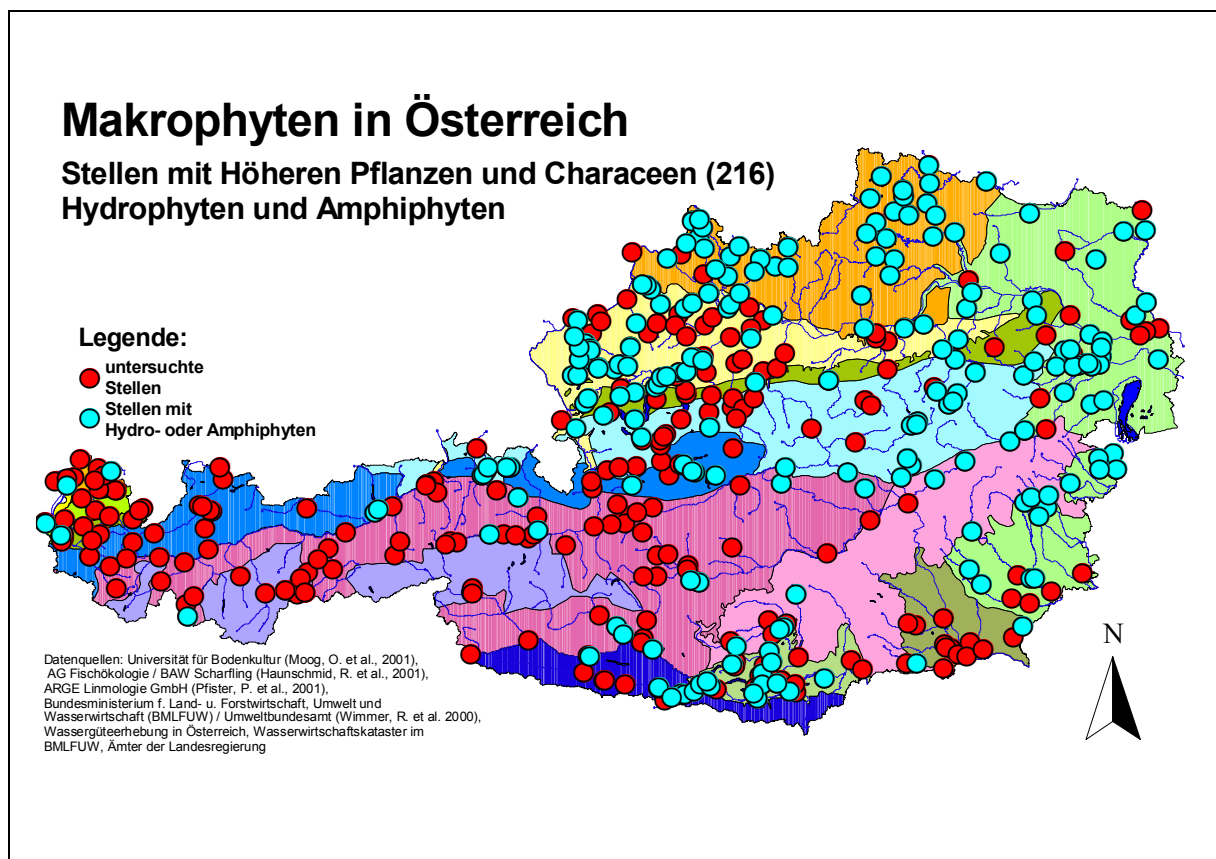


Abb. 8: Vorkommen von Höheren Pflanzen und Characeen unter Berücksichtigung von Hydrophyten und Amphiphyten innerhalb der Untersuchungsstellen (PALL & MOSER 2003).

Von Höheren Pflanzen und Characeen dominiert werden die nördlichen und östlichen Gebiete Österreichs als auch die Inneralpinen Beckenlandschaften. Im

vorwiegend alpinen, südwestlich gelegenen Bereich konnten hingegen Vertreter beider Pflanzengruppen deutlich weniger oft angetroffen werden.

Die Verteilung der Probestellen auf die einzelnen Bioregionen, an denen Höhere Pflanzen und Characeen vorgefunden wurden, ist in Abb. 9 ersichtlich.

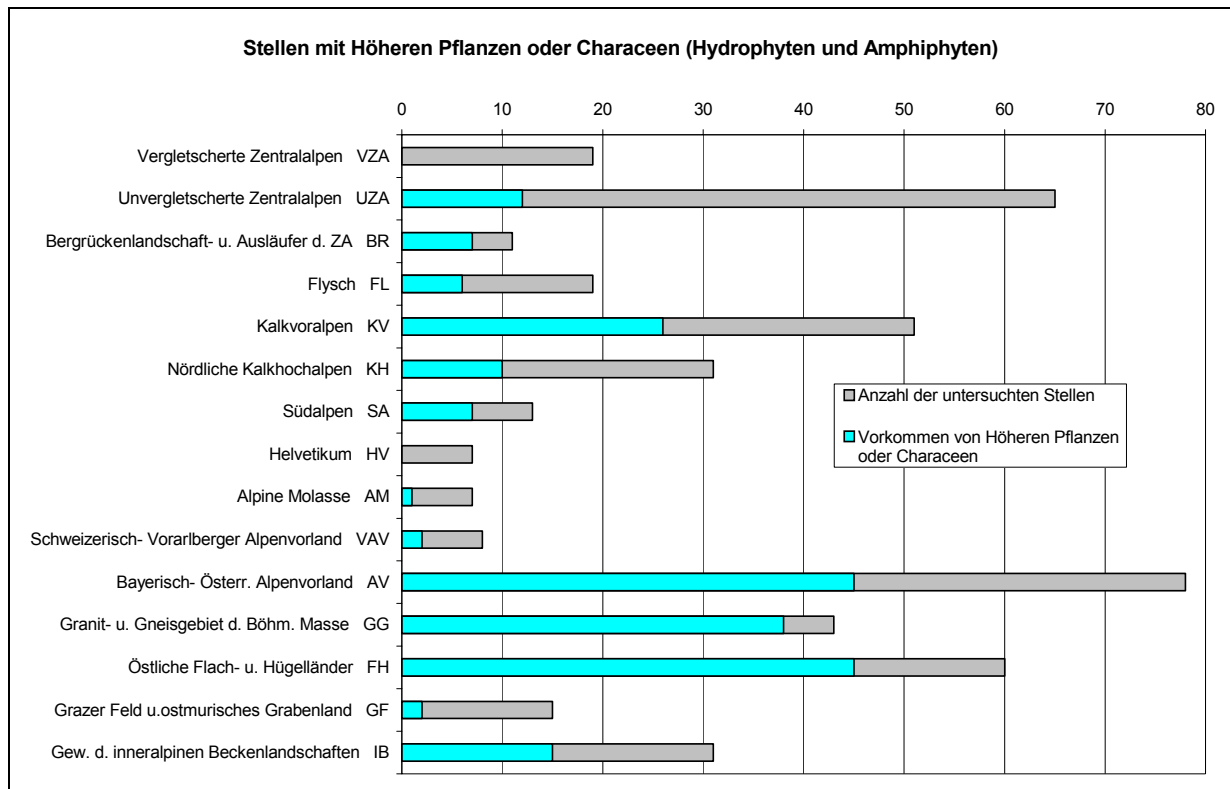


Abb. 9: Vorkommen von Höheren Pflanzen und Characeen unter Berücksichtigung von Hydrophyten und Amphiphyten in den einzelnen Bioregionen (PALL & MOSER 2003).

Von den 15 Bioregionen Österreichs konnten in allen Regionen bis auf die Vergletscherten Zentralalpen und das Helvetikum Höhere Pflanzen und/oder Characeen nachgewiesen werden.

Der größte Anteil an Probestellen mit Höheren Pflanzen und/oder Characeen konnte mit 38 von 43 Untersuchungsstellen im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse vorgefunden werden. Das entspricht einem Anteil von 88,4 % aller Stellen in dieser Region. Ein geringerer, aber trotzdem relativ hoher Anteil an Stellen mit Höheren Pflanzen und/oder Characeen konnte auch in den Bioregionen Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen, Östliche Flach- und Hügelländer, Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland und den Südalpen beobachtet werden.

Nur in den Regionen Vergletscherte Zentralalpen und Helvetikum konnten weder Höhere Pflanzen noch Characeen nachgewiesen werden.

Zusammenfassende Verbreitung der Makrophytenvegetation

Bei der Berücksichtigung aller Pflanzengruppen zeigt sich, dass von den 458 untersuchten Stellen 430 durch eine vorhandene Makrophytenvegetation charakterisiert werden konnten. Wird die Moosvegetation mit den Höheren Pflanzen und Characeen zusammengefasst, so konnte an 94 % der untersuchten Stellen ein Pflanzenbewuchs vorgefunden werden. An lediglich 6 % aller untersuchten Gewässerabschnitte (das entspricht 28 Probestellen) konnte kein Bewuchs mit Makrophyten nachgewiesen werden. Die Gesamt-Makrophytenverbreitung innerhalb der untersuchten Stellen ist Abb. 10 zu entnehmen.

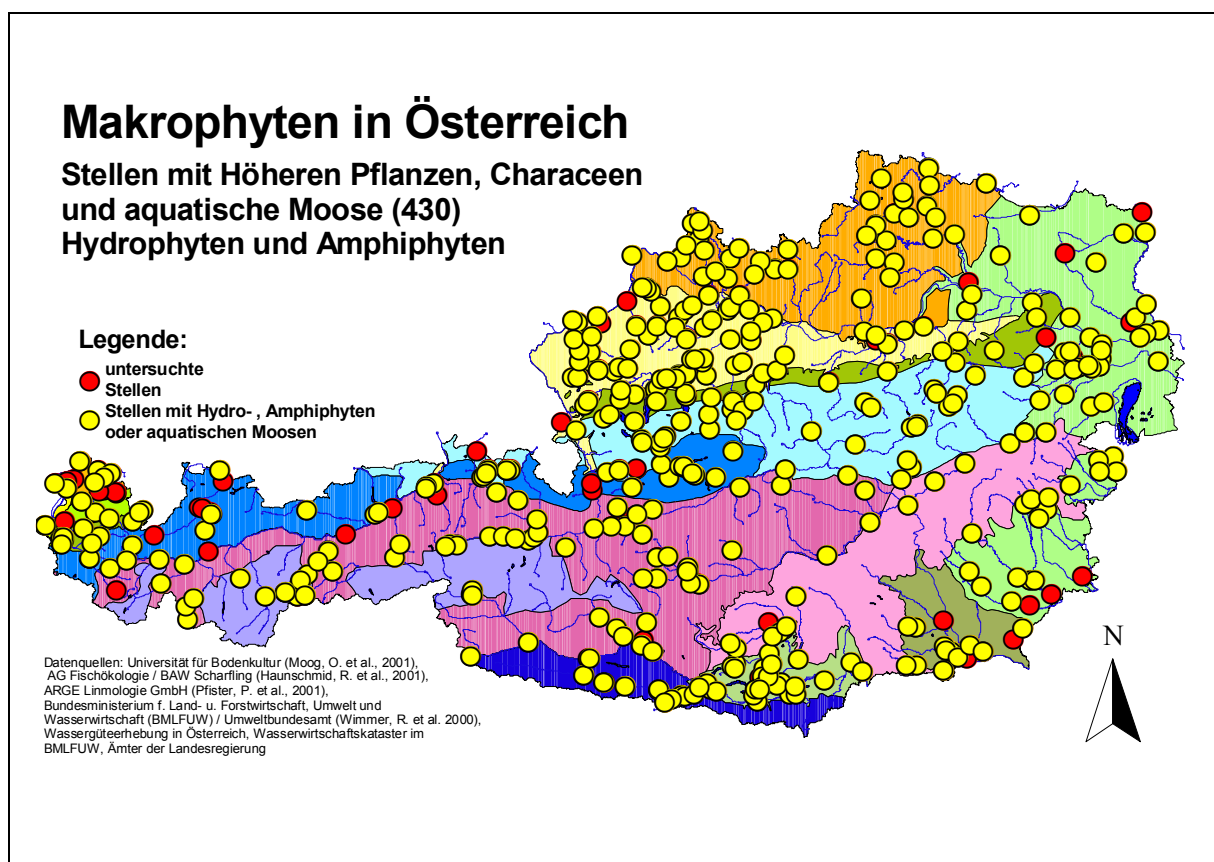


Abb. 10: Vorkommen von Makrophyten (Höheren Pflanzen, Characeen und Moose) unter Berücksichtigung von Hydrophyten und Amphiphyten innerhalb der Untersuchungsstellen (PALL & MOSER 2003).

Der relative Anteil sowie die Anzahl der Probestellen mit Vertretern der einzelnen Pflanzengruppen innerhalb aller 458 Untersuchungsstellen sind in Abb. 11 und Abb. 12 ersichtlich.

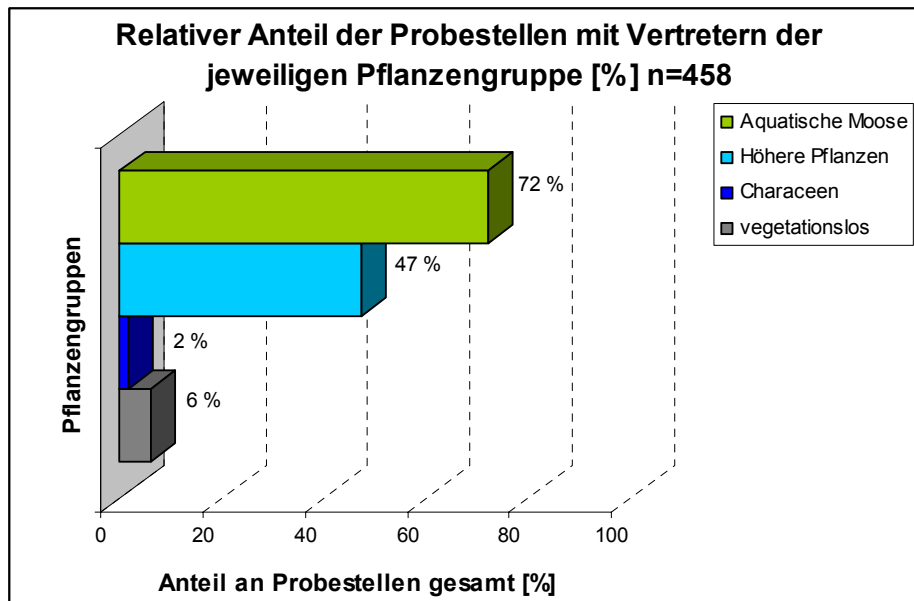


Abb. 11.: Relativer Anteil der Probestellen mit Vertretern der jeweiligen Pflanzengruppen (Aquatische Moose, Höhere Pflanzen und Characeen) in Relation zur Gesamtanzahl der untersuchten Gewässerabschnitte.

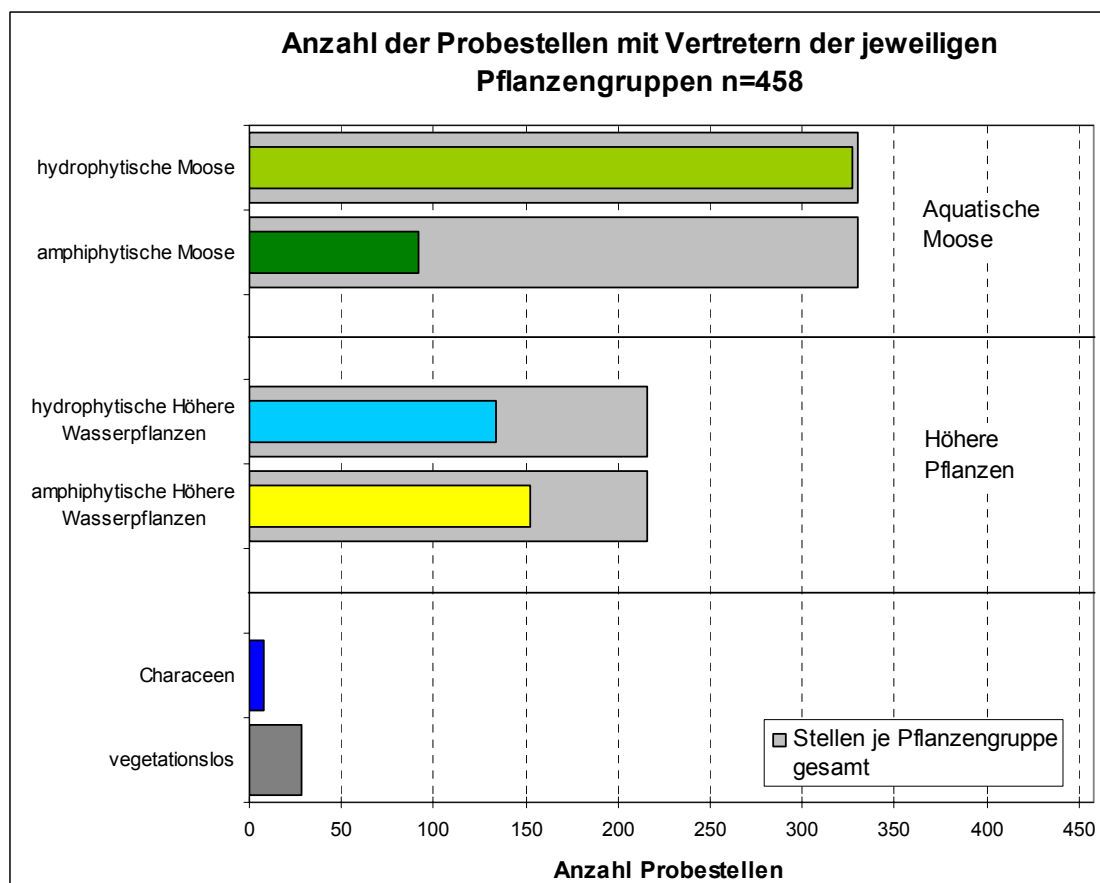


Abb. 12: Anzahl der Probestellen mit Vertretern der jeweiligen Pflanzengruppen (Aquatische Moose, Höhere Pflanzen und Characeen) unterteilt in Hydro- und Amphiphytyten sowie Anzahl der vegetationslosen Stellen innerhalb aller Probestellen.

Innerhalb aller 458 untersuchten Gewässerabschnitte konnten insgesamt an 330 Probestellen (Abb. 12), das entspricht 72 % (Abb. 11), aquatische Moose vorgefunden werden. Die Unterteilung dieser Pflanzengruppe in Hydro- und Amphiphyten zeigt, dass "hydrophytische" Moose mit einem Vorkommen an 327 Fließgewässerabschnitten nahezu in allen Gewässern mit Moosvegetation angetroffen werden konnten. In weit weniger Probestellen – nur 92 – wurden "amphibische" Moosarten aufgefunden.

Auch die Höheren Pflanzen weisen mit einem Vorkommen an 216 Abschnitten (Abb. 12) eine sehr weite Verbreitung innerhalb der Untersuchungsstellen auf. Insgesamt konnten an 47 % der beprobten Gewässerabschnitte (Abb. 11) Höhere Pflanzen aufgefunden werden. Im Gegensatz zur Moosvegetation hält sich die Verbreitung von "hydrophytischen" und "amphiphytischen" Höheren Pflanzen mit 134 zu 152 nahezu die Waage.

Characeen konnten nur in geringem Ausmaß im Zuge der Erhebung festgestellt werden. An 8 der 458 Probestellen (Abb. 12), das entspricht einem relativen Anteil von 2 % (Abb. 11), konnten Vertreter dieser Pflanzengruppe nachgewiesen werden.

Ohne jeglichen Pflanzenbewuchs wurden 28 Gewässerabschnitte vorgefunden (Abb. 12). Der relative Anteil an vegetationslosen Probestellen liegt insgesamt somit bei 6 % (Abb. 11).

Innerhalb aller untersuchten Gewässerabschnitte stellt die aquatische Moosvegetation mit einem Vorkommen an fast drei Viertel aller Stellen die meist verbreitete Pflanzengruppe dar. Etwas dahinter liegt die Verbreitung der Höheren Pflanzen mit einem Vorkommen an fast der Hälfte aller Probestellen. Eine eher unbedeutende Rolle entlang von Fließgewässern spielt hingegen die Characeenvegetation. Vegetationslose Abschnitte bilden die Ausnahme und sind nur selten anzutreffen.

4.4 Bedeutung der Moosflora innerhalb der Makrophytenvegetation

Wie schon die Verteilung der unterschiedlichen Pflanzengruppen innerhalb der untersuchten Stellen zeigt, stellt die Moosvegetation die am weitesten verbreitete Gruppe innerhalb der Makrophytenvegetation der untersuchten Gewässer Österreichs dar. Um jedoch die Verteilung der Moosvegetation innerhalb der untersuchten Stellen und die Bedeutung dieser Pflanzengruppe für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie besser zu verstehen, ist eine genauere Betrachtung der Moosflora innerhalb der Makrophytenvegetation erforderlich. Hierbei soll das Verhältnis von Moosen zu Höheren Pflanzen innerhalb der Bioregionen und hinsichtlich der, für die Verbreitung bedeutenden Einflussfaktoren, besseren Aufschluss geben. OBERDORFER (1992) erwähnt in diesem Zusammenhang die Parameter Strömung, Sohlenstruktur, Temperatur und Kalk als maßgebende Faktoren für die unterschiedliche Verbreitung der Arten. Während sich Temperatur und Kalkgehalt eher auf die Artenzusammensetzung innerhalb der Pflanzengruppen auswirken, stellen die Parameter Strömung und Sohlenstruktur einen gewichtigen Faktor für die Verteilung der Pflanzengruppen innerhalb der Makrophytenvegetation dar.

Characeen wurden für diese Auswertung aufgrund der geringen Bedeutung in den untersuchten Fließgewässerabschnitten gemeinsam mit den Höheren Pflanzen betrachtet und im folgenden nicht mehr separat angeführt.

Verteilung der Makrophytenvegetation innerhalb der Bioregionen

Zwischen den verschiedenen Bioregionen konnte ein deutlicher Unterschied im Makrophytenbewuchs beobachtet werden. Während in einigen Regionen ausschließlich aquatische Moose vorgefunden wurden, dominieren in anderen Regionen wiederum vorwiegend Höhere Pflanzen.

Die relative Verbreitung der Pflanzengruppen innerhalb der verschiedenen Bioregionen ist in Abb. 13 ersichtlich. Die Kürzel zu den einzelnen Bioregionen sind Tab. 1 zu entnehmen.

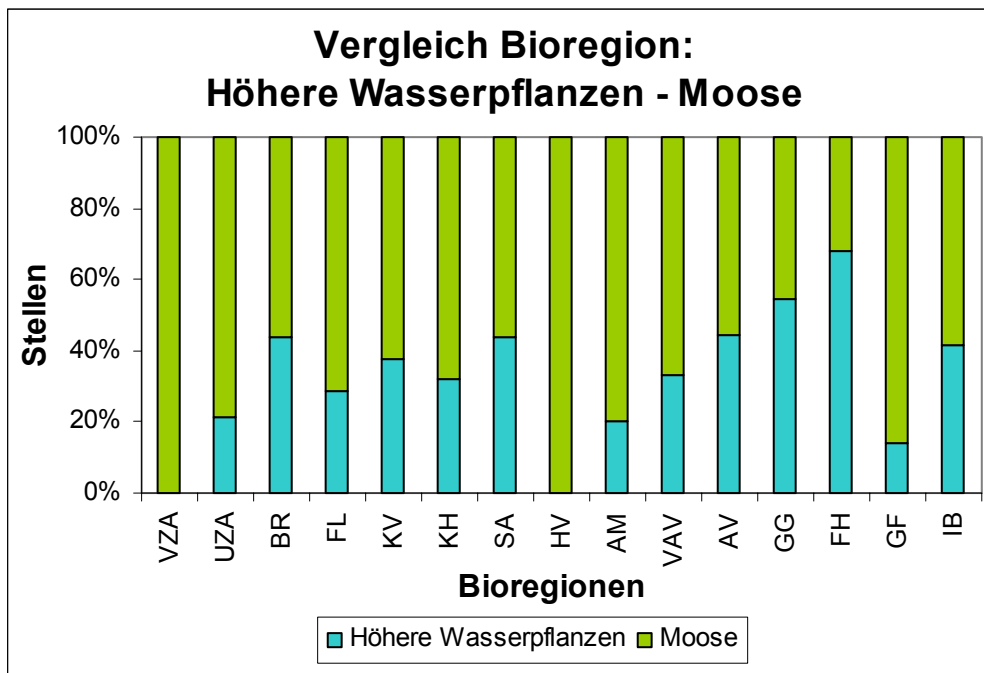


Abb. 13: Relative Verbreitung der Höheren Wasserpflanzen und Moose in den einzelnen Bioregionen (PALL & MOSER 2003).

Der Vergleich der beiden Pflanzengruppen “Aquatische Moose” und “Höhere Pflanzen” über alle Bioregionen zeigt eine eindeutige Dominanz der Moose im alpinen Bereich. Während in den Vergletscherten Zentralalpen als auch im Helvetikum ausschließlich Moose angetroffen wurden, stellt die Moosvegetation auch in den übrigen Bioregionen der Alpen die dominante Vegetation dar. Im Gegensatz dazu konnten in der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer (Ökoregion der Ungarischen Tiefebene) vorwiegend Höhere Pflanzen vorgefunden werden. Besonders in den Bioregionen Granit- & Gneisgebiet der Böhmischen Masse als auch im Bayerisch-Österreichischen Alpenvorland (beide Ökoregion Zentrales Mittelgebirge) ist die Verteilung zwischen dem Vorkommen von aquatischen Moosen und Makrophyten relativ ausgeglichen. In der Ökoregion Dinarischer Westbalkan konnten unterschiedliche Verbreitungsverhältnisse zwischen den Pflanzengruppen festgestellt werden. Während in der Bioregion Grazer Feld und Grabenland hauptsächlich Moose angetroffen wurden, erreicht in der Bioregion Südliche inneralpine Becken der Vegetationsanteil der Höheren Pflanzen fast 50 % des Bewuchses.

Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die Höhenlage

Die Höhenlage (m.ü.A.) stellt naturgemäß einen wesentlichen Faktor für die Verbreitung der einzelnen Artengruppen dar. Die unterschiedliche Verteilung der einzelnen Pflanzengruppen in Abhängigkeit von der Höhe ist in Abb. 14 ersichtlich.

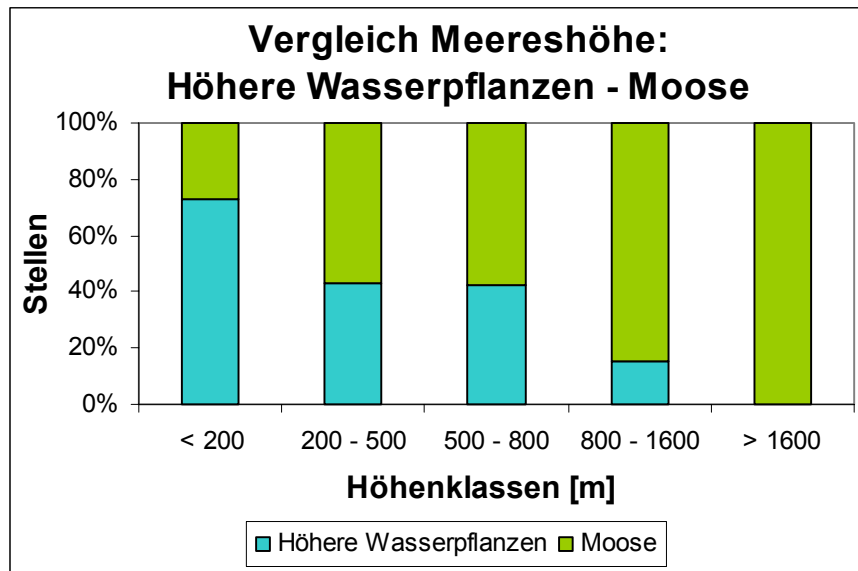


Abb. 14: Vorkommen von Höheren Wasserpflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von der Höhenlage (PALL & MOSER 2003).

Innerhalb der beprobten Fließgewässerabschnitte konnte eine eindeutige Tendenz bei der Verbreitung der verschiedenen Pflanzengruppen in Abhängigkeit von der Höhenlage festgestellt werden. Besonders in tieferen Lagen wurden vorwiegend Höhere Pflanzen angetroffen. Diese Pflanzengruppe stellt unterhalb von 200 m mit 73 % eindeutig die dominante Vegetation. In den Höhenlagen von 200 bis 800 m konnten sowohl aquatische Moose und Höhere Pflanzen in großem Ausmaß gefunden werden. Das Verhältnis der beiden Pflanzengruppen liegt allerdings schon bei 3 Moosen gegenüber 2 Höheren Pflanzen. Dieser Trend setzte sich mit zunehmender Höhe weiter fort. Ab einer Höhenlage von 1600 m konnten schließlich keine Höheren Pflanzen mehr vorgefunden werden. Moose stellen somit ab diesen Höhenlagen den einzigen Bewuchs entlang von Fließgewässern dar.

Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die Strömung

Neben der Höhenlage stellen auch die Strömungsverhältnisse einen wichtigen Parameter für die Verbreitung der einzelnen Wasserpflanzen dar. Die Bevorzugung der verschiedenen Strömungsklassen durch die beiden Pflanzengruppen aquatische Moose und Höhere Pflanzen ist in Abb. 15 aufgezeigt.

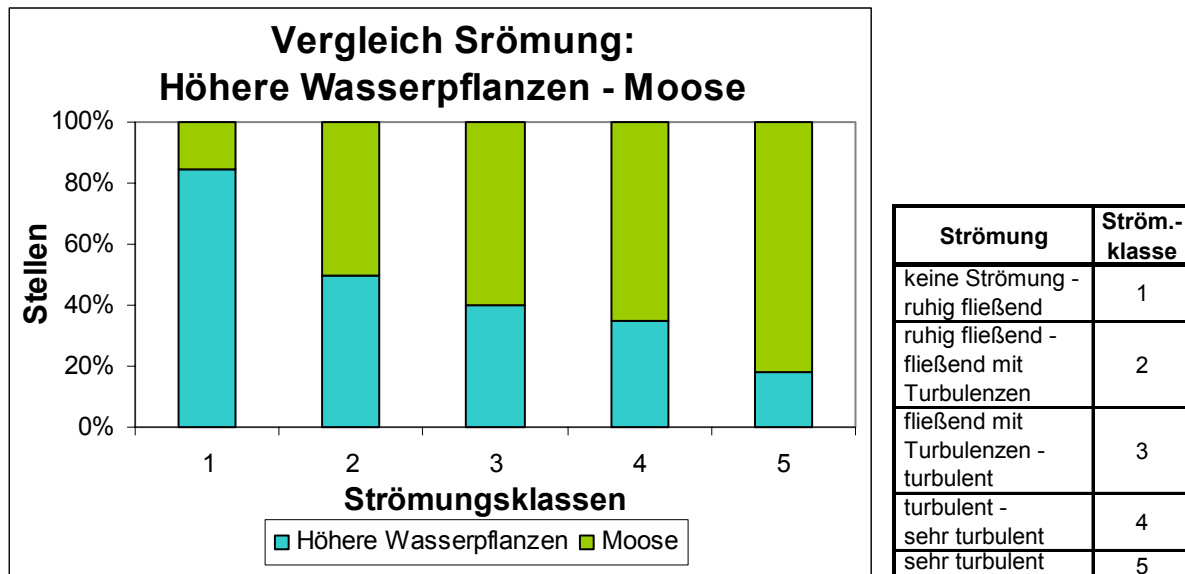


Abb. 15: Vorkommen von Höheren Pflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen an den untersuchten Stellen (PALL & MOSER 2003).

Auch bei den Strömungsverhältnissen wurde eine ähnliche Tendenz wie bei der Verbreitung der Vegetation in Abhängigkeit von der Höhenlage wahrgewonnen. Während Höhere Wasserpflanzen in strömungsberuhigten Bereichen (keine Strömung bis ruhig fließend) die dominante Vegetation darstellen, konnte in sehr turbulenten Bereichen eine gegenteilige Entwicklung nachgewiesen werden. Bei sehr starken Strömungsverhältnissen wurden fast ausschließlich aquatische Moose angetroffen.

Zwischen den beiden Extremata der Strömungsverhältnisse konnte eine Verschiebung der Dominanz von Höheren Pflanzen hin zum vermehrten Vorkommen von Moosen mit zunehmend turbulenten Strömungsbedingungen beobachtet werden.

Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die Fließgeschwindigkeit

Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit konnten bei den verschiedenen Pflanzengruppen innerhalb der Makrophytenvegetation unterschiedliche Verbreitungsmuster festgestellt werden. Die Verteilung der Höheren Pflanzen und der Moose in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit ist in Abb. 16 ersichtlich.

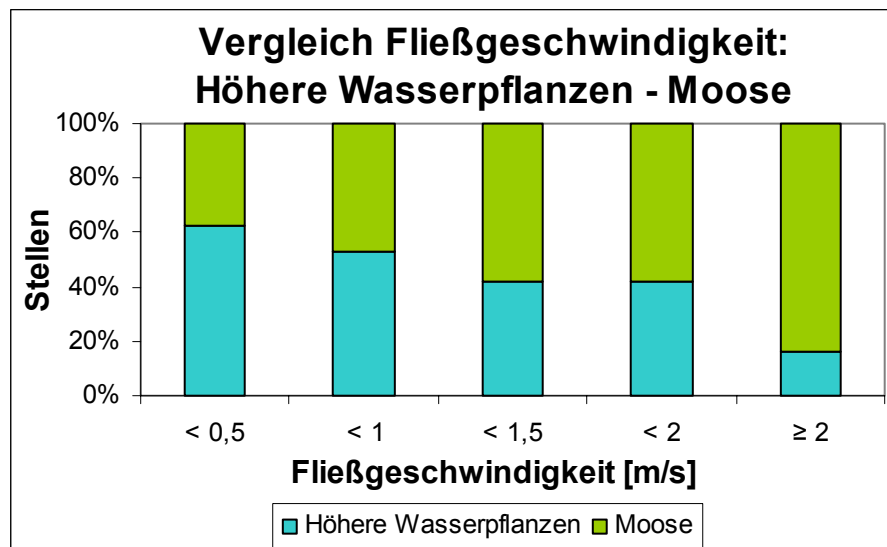


Abb. 16: Vorkommen von Höheren Pflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit an den untersuchten Stellen.

Höhere Pflanzen wurden in Bereichen mit langsamen Fließgeschwindigkeiten als dominante Vegetation festgestellt. Bei Fließgeschwindigkeiten < 0,5 m/s liegt der Anteil an Höheren Pflanzen an der Gesamtvegetation bei 63 %. Bei Fließgeschwindigkeiten < 1 m/s ist der Anteil zwischen Höheren Pflanzen und Moosen schon relativ ausgeglichen. Ab Fließgeschwindigkeiten > 1 m/s konnte bereits ein vermehrtes Vorkommen zu Gunsten der Moose festgehalten werden. Bei sehr raschen Fließgeschwindigkeiten (≥ 2 m/s) spielen Höhere Pflanzen mit einem relativen Anteil von 16 % nur mehr eine untergeordnete Rolle. Hier stellt die Moosflora mit einem Anteil von 84 % die erheblich dominantere Vegetation entlang von Fließgewässern dar.

Verteilung der Makrophytenvegetation in Bezug auf das Substrat

Fließgewässer weisen aufgrund der vielfältigen Ausbildung des Substrats (z.B. unterschiedlich große Körnungen) auch unterschiedlich gut besiedelbare Standorte für die Wasservegetation auf. Der Zusammenhang zwischen Ausbildung des Substrats und der dementsprechenden Verteilung der einzelnen Pflanzengruppen ist in Abb. 17 dargestellt.

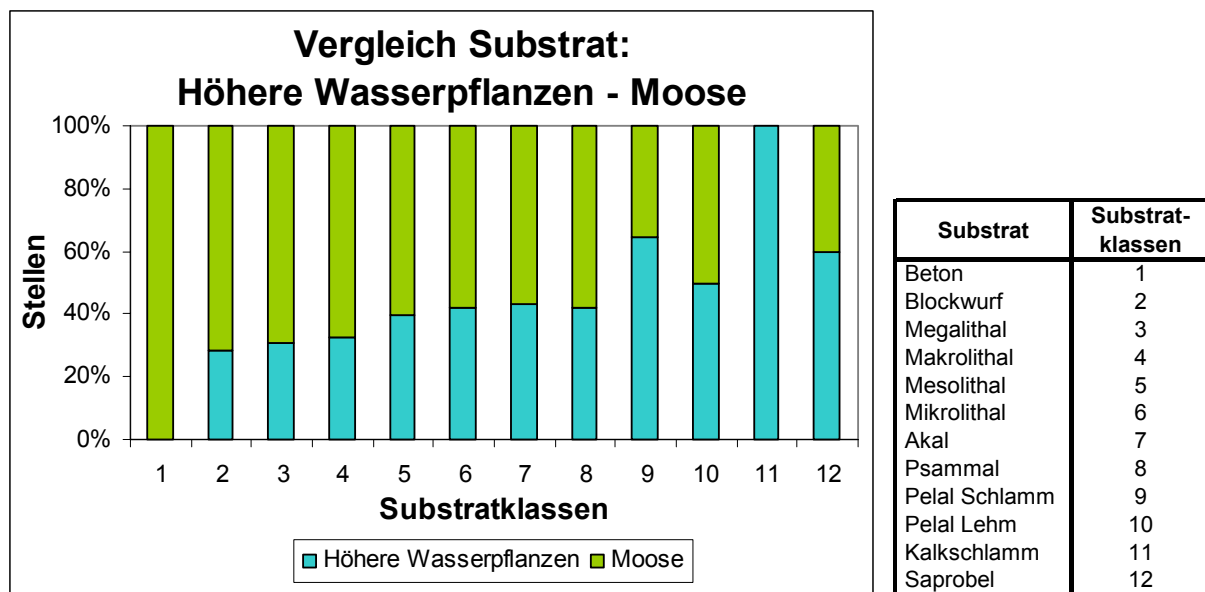


Abb. 17: Vorkommen von Höheren Pflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von der Substratklasse in den untersuchten Stellen (PALL & MOSER 2003).

Bei der Verbreitung der einzelnen Pflanzengruppen ist ein deutlicher Unterschied hinsichtlich der Präferenz für das Substrat erkennbar. Während auf Beton ausschließlich Moose angetroffen wurden, fehlt diese Pflanzengruppe vollständig auf Kalkschlamm. Dies spiegelt auch die weitere Dominanz von Moosen an Standorten mit Hartsubstraten wider. Im Gegensatz dazu konnte ein vermehrtes Vorkommen von Höheren Wasserpflanzen mit zunehmender Weichheit des Substrats festgestellt werden. Höhere Pflanzen bilden somit entlang von Fließgewässern mit lehmigem oder sandigem Untergrund die dominierende Vegetation, während entlang von Gewässerabschnitten mit eher steinigem, felsigem Untergrund bzw. harten Uferverbauungen Moose die dominante Vegetation darstellen.

Zusammenfassung Verteilung Makrophytenvegetation

Die Ausbildung der Makrophytenvegetation steht, wie in den vorangegangenen Kapiteln ausführlich beschrieben, in engem Zusammenhang mit verschiedensten abiotischen Parametern. Sowohl die geografische Lage des Gewässerabschnitts (Bioregion), die Höhenlage, die Beschaffenheit des Untergrunds, die vorherrschenden Strömungsbedingungen und Fließgeschwindigkeiten stellen wichtige Parameter für die Verteilung der einzelnen Pflanzengruppen dar.

Während an Fließgewässerabschnitten im vorwiegend alpinen, höher gelegenen Raum mit turbulenteren Strömungsverhältnissen, raschen Fließgeschwindigkeiten und vermehrtem Vorkommen von Hartsubstraten Moose als dominante Vegetation vorherrschen, treten mit zunehmender Weichheit des Substrates, abnehmender Höhenlage, ruhigeren Strömungsverhältnissen und langsameren Fließgeschwindigkeiten vorwiegend Höhere Wasserpflanzen inkl. Characeen in den Vordergrund. An Probestellen, die bezüglich abiotischer Faktoren zwischen diesen Extremata liegen, konnte je nach Beschaffenheit des Fließgewässers ein weites Spektrum mit unterschiedlichen Anteilen an aquatischen Moosen und an Höheren Pflanzen beobachtet werden.

4.5 Ökologische Ansprüche und Verbreitung der einzelnen Arten innerhalb der Untersuchungsstellen

Wie schon eingangs erwähnt handelt es sich beim Großteil der untersuchten Gewässerabschnitte um WGEV-Stellen oder Probestellen anderer Komponenten der Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Somit waren bei sehr vielen Untersuchungsstellen Informationen zu abiotischen Parametern verfügbar. Auf Basis der vorgefundenen Arten an den jeweiligen Untersuchungsstellen konnten somit unter Berücksichtigung der jeweils verfügbaren abiotischen Parameter der entsprechenden Fließgewässerabschnitte Analysen der ökologischen Ansprüche für die Verbreitung der einzelnen Arten durchgeführt werden.

Die einzelnen Arten wurden entsprechend der Verfügbarkeit der Parameter hinsichtlich Höhenstufe (m.ü.A.), Bioregion (Abkürzungen siehe Abb. 1), Fließgeschwindigkeit, Strömung, Strömungsdiversität, Beschattung, Trophieindex gesamt und Trophieindex Kieselalgen analysiert. Die ökologischen Bandbreiten der jeweiligen Arten hinsichtlich einiger der eben genannten Parameter sind im nachfolgenden für eine Auswahl der im Zuge dieser Erhebung vorgefundenen Arten beschrieben.

Da nicht für jede Stelle alle Parameter verfügbar waren, variiert die Anzahl der verfügbaren Parameter innerhalb einer Untersuchungsstelle.

Amblystegium riparium

Amblystegium riparium konnte mit insgesamt 38 Fundorten an 8 % der Untersuchungsstellen angetroffen werden. Am häufigsten wurde die Art im Alpenvorland, im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse, sowie in den Kalkvoralpen vorgefunden (vgl. Abb. 18). Aber auch in diesen Regionen liegt der Anteil an Untersuchungsstellen mit *Amblystegium riparium* bei nur 12 bis 16 %. Lediglich im Grazer Feld und Grabenland konnte die Art an 27 % der Fließgewässerabschnitte festgestellt werden. *Amblystegium riparium* ist sowohl entlang von Bächen im Silikatgebiet, als auch im Kalkgebiet anzutreffen. Bei der Verbreitung in Abhängigkeit von der Höhe (Abb. 19) hat sich gezeigt, dass 68 % der Stellen, in denen das Moos vorkommt, in einem Bereich von 200 bis 500 m liegen. Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit konnte kein Zusammenhang mit der Verbreitung der Art hergestellt werden (Abb. 20). Im Gegensatz dazu weist *Amblystegium riparium* ein vermehrtes Vorkommen an Stellen mit ruhig fließender Strömung auf. 60 % aller Stellen, in denen das Moos vorkommt, weisen entsprechende Strömungsverhältnisse auf (Abb. 21). Bei den Trophieverhältnissen zeigt die Art keine besonderen Ansprüche und fehlt lediglich bei extremen Verhältnissen, also im ultra-oligotrophen Bereich, sowie in sehr stark eutrophierten Bereichen (Abb. 22).

Aufgrund der Verbreitung von *Amblystegium riparium* in den Untersuchungsstellen erscheint die Art bezüglich ihrer ökologischen Ansprüche als relativ indifferent mit Vorliebe zu ruhigen Strömungsverhältnissen.

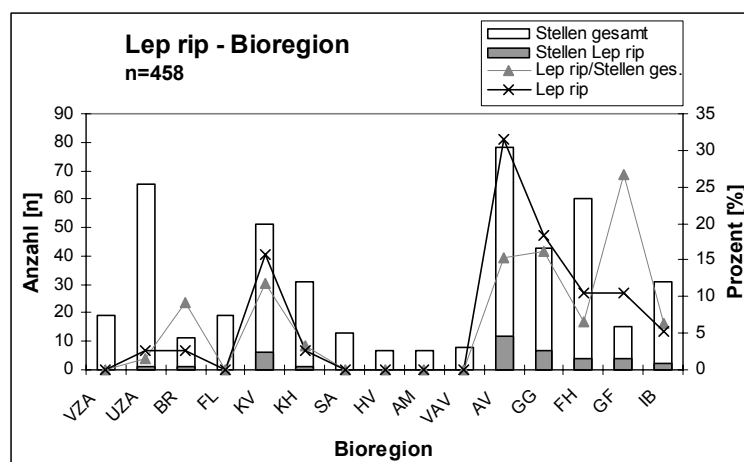
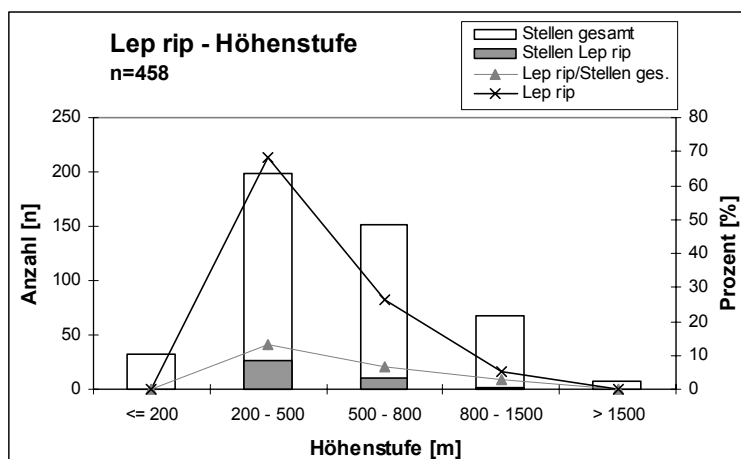
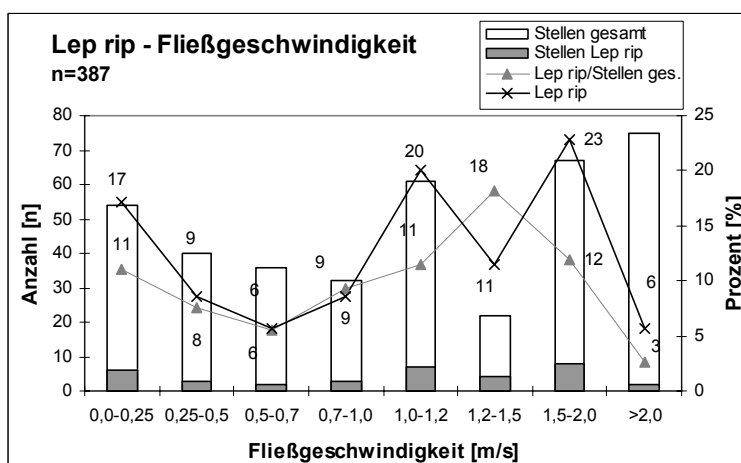
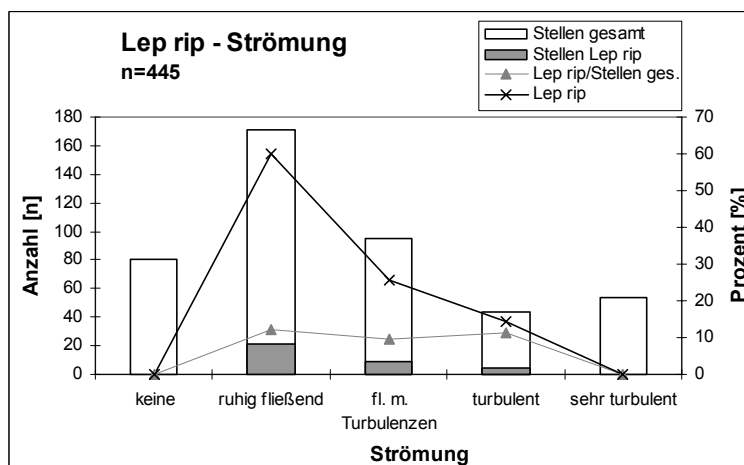


Abb. 18.: Verbreitung von *Amblystegium riparium* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 19: Verbreitung von *Amblystegium riparium* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 20.: Verbreitung von *Amblystegium riparium* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 21.: Verbreitung von *Amblystegium riparium* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

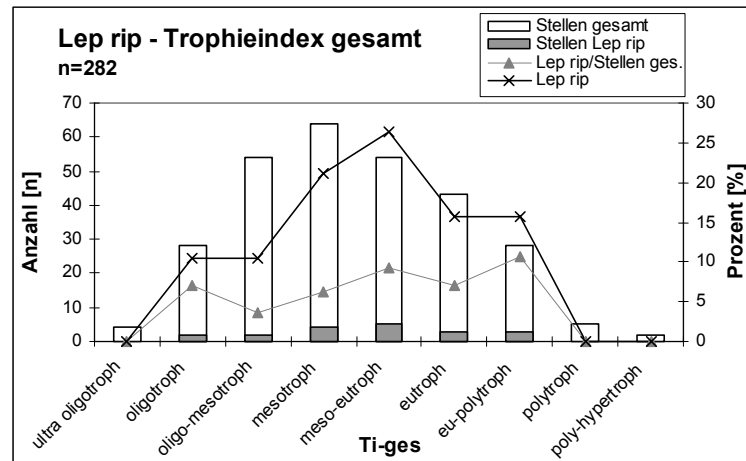
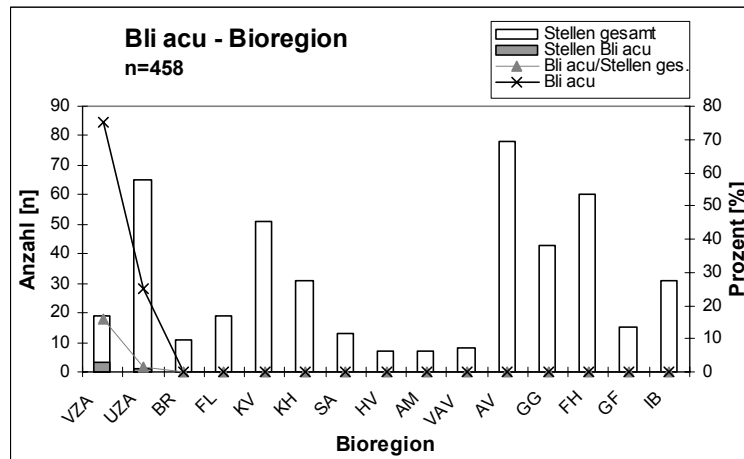
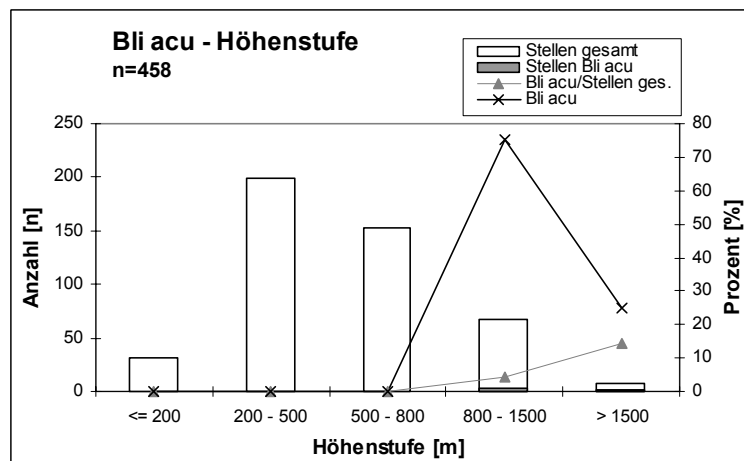
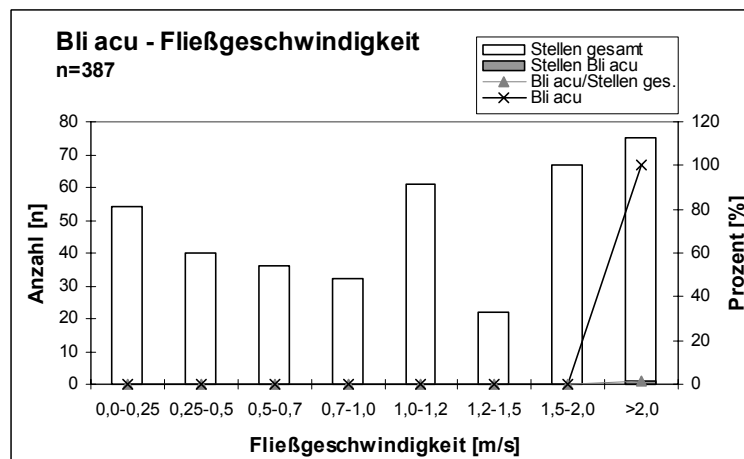


Abb. 22.: Verbreitung von *Amblystegium riparium* in den einzelnen Trophiestufen.

Blindia acuta

Die Art *Blindia acuta* konnte lediglich in 4 der 458 untersuchten Fließgewässerabschnitte vorgefunden werden. Das Vorkommen der Art wurde ausschließlich auf silikatischem Untergrund festgestellt und verteilt sich mit 75 % auf die Vergletscherten Zentralalpen und mit 25 % auf die Unvergletscherten Zentralalpen (Abb. 23). Das Moos konnte ausschließlich in Höhenlagen über 800 m festgestellt werden, in Einzelfällen sogar noch oberhalb von 1500 m (Abb. 24). Innerhalb jener Gewässerabschnitte mit Vorkommen von *Blindia acuta* wurden sehr rasche Fließgeschwindigkeiten (Abb. 25) und fließende Strömungsverhältnisse mit Turbulenzen (Abb. 26) festgestellt. Hinsichtlich Trophie konnte die Art ausschließlich im oligotrophen bis oligo-mesotrophen Bereich vorgefunden werden (Abb. 27).

Blindia acuta stellt somit in den untersuchten Fließgewässerabschnitten eine Charakterart innerhalb der Alpen mit silikatischem Untergrund in höheren Lagen mit entsprechender Fließgeschwindigkeit und sauberen Verhältnissen dar.

Abb. 23.: Verbreitung von *Blindia acuta* in den einzelnen Bioregionen.Abb. 24: Verbreitung von *Blindia acuta* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 25.: Verbreitung von *Blindia acuta* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.

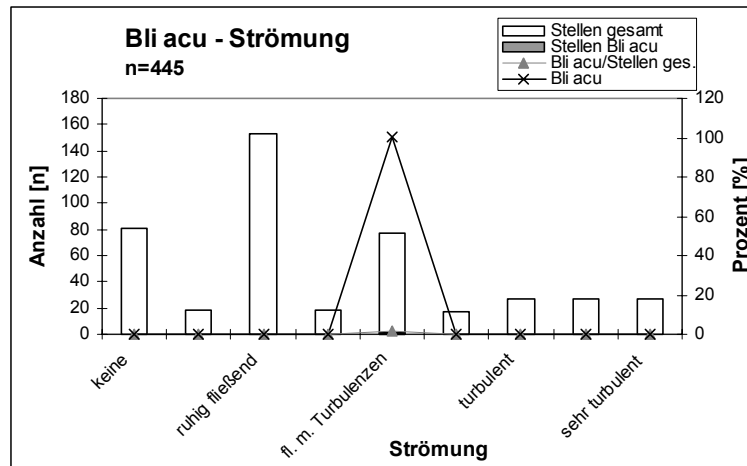


Abb. 26.: Verbreitung von *Blindia acuta* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

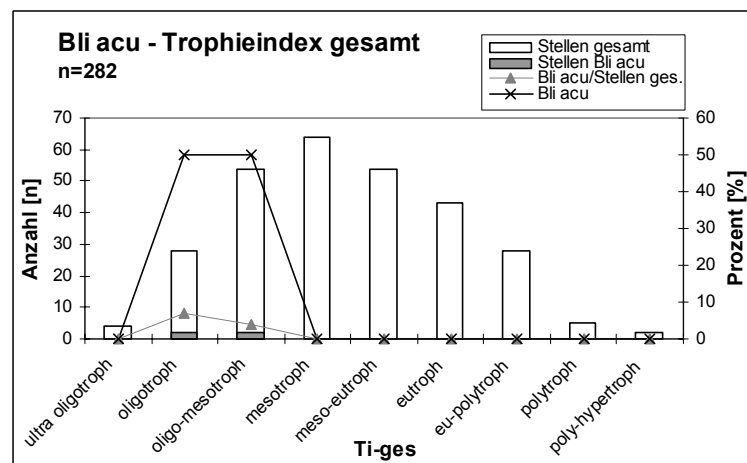


Abb. 27.: Verbreitung von *Blindia acuta* in den einzelnen Trophiestufen.

Brachythecium plumosum

Die Art *Brachythecium plumosum* wurde ausschließlich an 4 Untersuchungsstellen innerhalb der Unvergletscherten Alpen (vgl. Abb. 28) angetroffen. Die Vorkommen wurden dabei in einem Höhenbereich von 500 bis 1500 m beobachtet (Abb. 29). *Brachythecium plumosum* konnte bevorzugt in Gewässerabschnitten mit Fließgeschwindigkeiten größer 1 m/s festgestellt werden. In 50 % der Fälle wurden sogar Fließgeschwindigkeiten mit mehr als 2 m/s nachgewiesen (Abb. 30). Auch bezüglich der Strömung konnte bei der Art eine Vorliebe für turbulentere Fließgewässerabschnitte festgestellt werden. Die seltenen Vorkommen reichen von fließend mit Turbulenzen bis hin zu sehr turbulenten Strömungsverhältnissen (Abb. 31). In Bezug auf die Trophie konnte die Art ausschließlich an ultra-oligotrophen bis oligo-mesotrophen Gewässerabschnitten vorgefunden werden (Abb. 32).

Entsprechend der Vorkommen von *Brachytheicum plumosum* innerhalb der Untersuchungsstellen scheint die Art typisch für saubere Gewässer in Silikatgebieten zu sein. Gewässer in mittleren Höhenlagen mit etwas höheren Strömungsgeschwindigkeiten und Turbulenzen werden bevorzugt besiedelt.

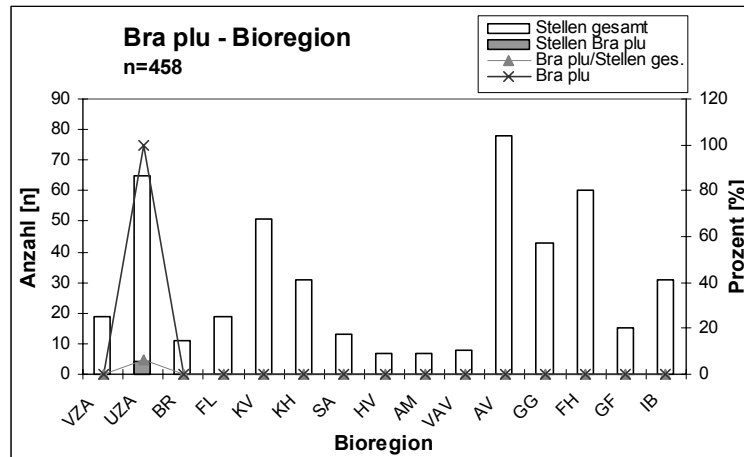


Abb. 28.: Verbreitung von *Brachytheicum plumosum* in den einzelnen Bioregionen.

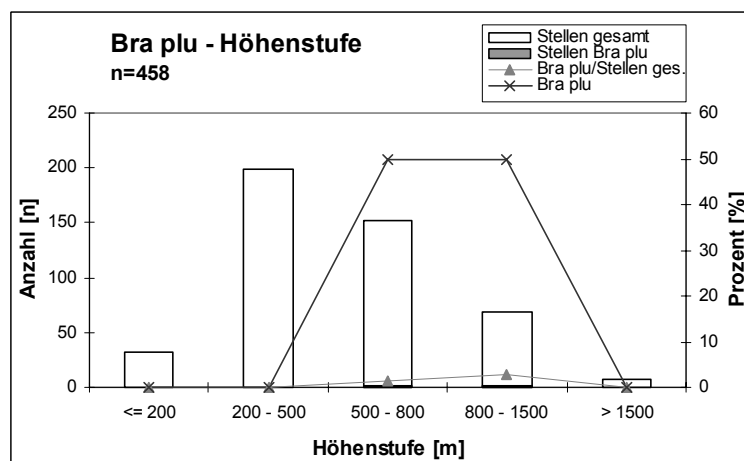


Abb. 29: Verbreitung von *Brachytheicum plumosum* in den einzelnen Höhenstufen.

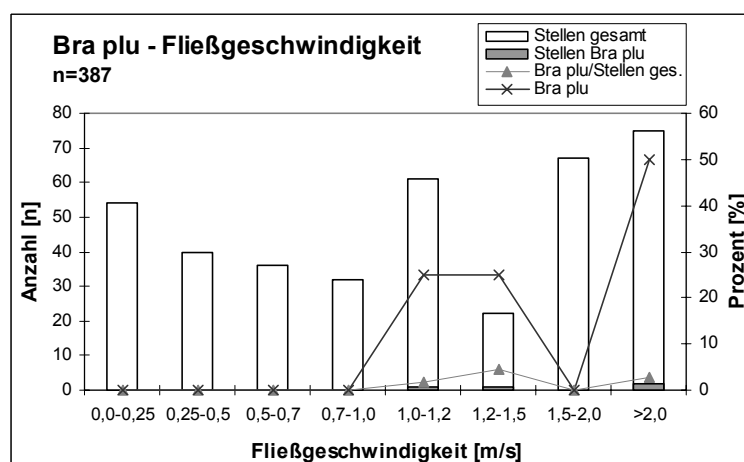


Abb. 30.: Verbreitung von *Brachytheicum plumosum* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.

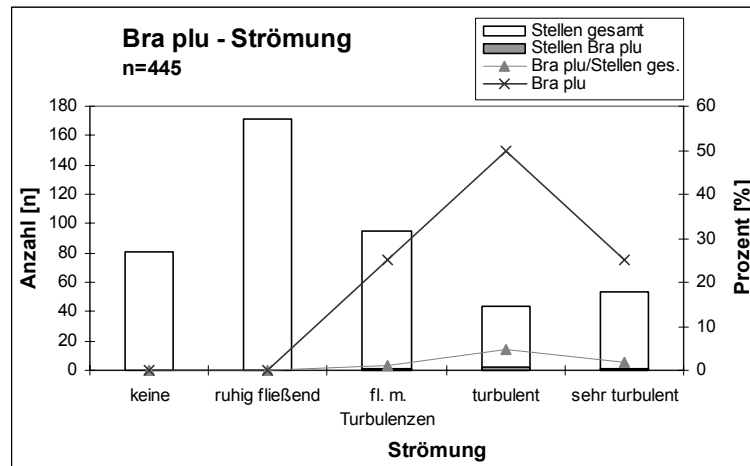


Abb. 31.: Verbreitung von *Brachythecium plumosum* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

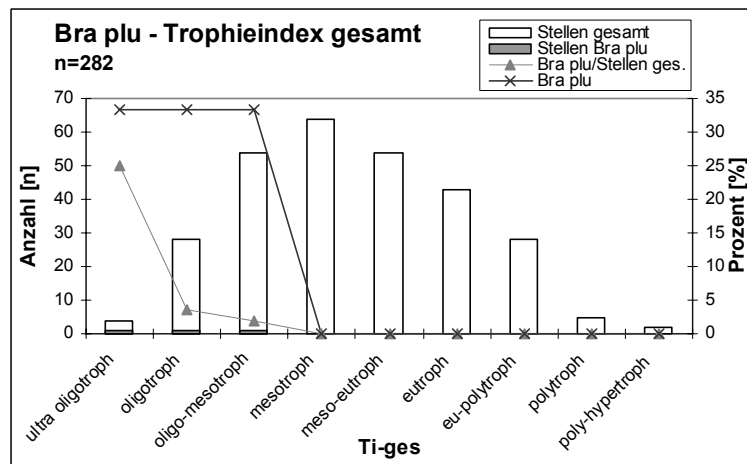


Abb. 32.: Verbreitung von *Brachythecium plumosum* in den einzelnen Trophiestufen.

Brachythecium rivulare

Brachythecium rivulare wurde an 121 untersuchten Fließgewässerabschnitten vorgefunden, dies entspricht 26 % aller Probestellen. Mit Ausnahme der Vergletscherten Zentralalpen konnte das Moos in allen Bioregionen beobachtet werden. 20 % aller Funde von *Brachythecium rivulare* liegen in den Unvergletscherten Zentralalpen, gefolgt von den Kalkvoralpen, dem Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse und den Kalkhochalpen mit jeweils etwas mehr als 10 %. Den größten Anteil an Stellen mit *Brachythecium rivulare* innerhalb einer Region weist das Grazer Feld und Grabenland mit 67 % auf (vgl. Abb. 33). Des Weiteren konnten innerhalb der Untersuchungsstellen 81 % aller Vorkommen von *Brachythecium rivulare* im Höhenbereich von 200 bis 800 m angetroffen werden. Die restlichen 19 % wurden im Bereich von 800 bis 1500 m vorgefunden (Abb. 34). Lediglich unterhalb von 200 m und oberhalb von 1500 m wurde die Art nicht

nachgewiesen. Hinsichtlich Fließgeschwindigkeit konnten innerhalb der Aufnahmen keine Präferenzen der Art festgestellt werden. Die Art wurde sowohl an stehenden bis hin zu sehr rasch fließenden Gewässerabschnitten beobachtet (Abb. 35). Als eine der wenigen Arten konnte *Brachythecium rivulare* betreffend der Strömungsverhältnisse auch an Probestellen ohne Strömung angetroffen werden. Die generelle Verbreitung der Art reicht jedoch auch bis hin zu sehr turbulenten Strömungen. Der Schwerpunkt dieses Moores konnte allerdings zwischen ruhig fließenden Bereichen und fließenden Gewässerabschnitten mit Turbulenzen festgestellt werden (Abb. 36). Ein ähnlich breites Spektrum wurde im Zusammenhang mit dem trophischen Zustand beobachtet. Die Trophie der Stellen mit Vorkommen von *Brachythecium rivulare* reicht von ultra oligotroph bis hin zu polytroph. Im mesotrophen Bereich konnte mit 26 % der größte Anteil an Stellen mit *Brachythecium rivulare* nachgewiesen werden (Abb. 37).

Brachythecium rivulare gehört zu den häufigsten Moosen innerhalb der Untersuchungsstellen und weist eine tendenziell ubiquistische Verbreitung auf. Das Vorkommen erscheint unabhängig von Untergrund, Höhenlage, Fließgeschwindigkeit und Strömungsverhältnissen. Auch bei der Trophie konnte innerhalb der weiten Verbreitungsamplitude lediglich eine leichte Tendenz in Richtung mesotropher Verhältnisse festgestellt werden.

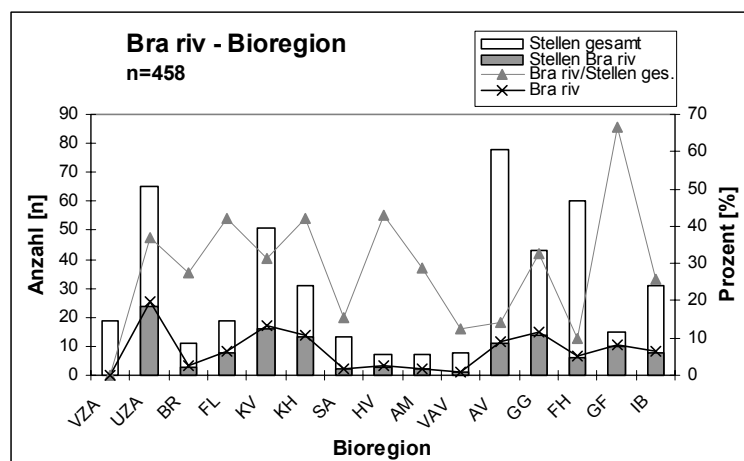
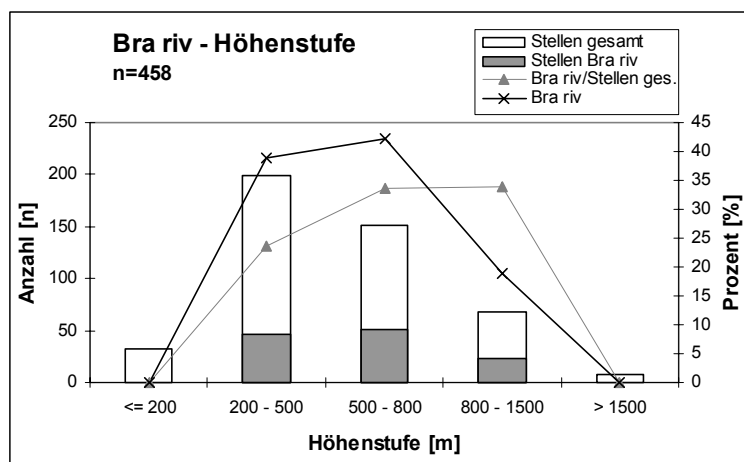
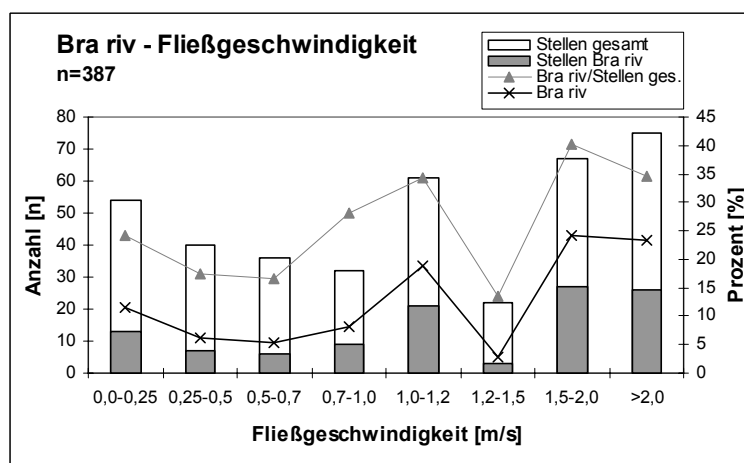
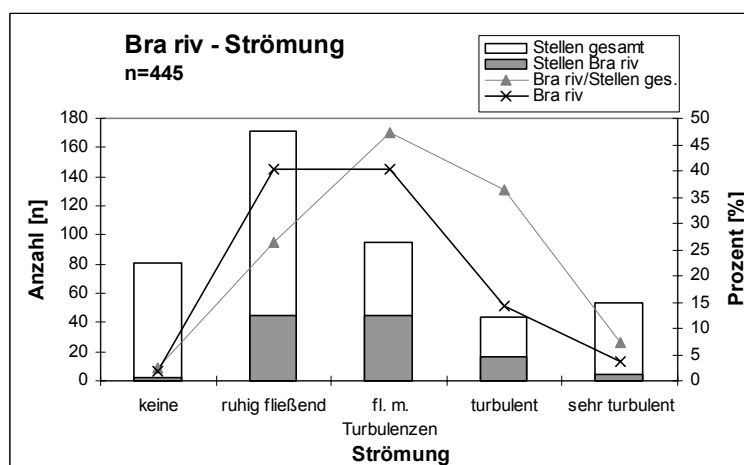


Abb. 33.: Verbreitung von *Brachythecium rivulare* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 34: Verbreitung von *Brachythecium rivulare* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 35.: Verbreitung von *Brachythecium rivulare* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 36.: Verbreitung von *Brachythecium rivulare* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

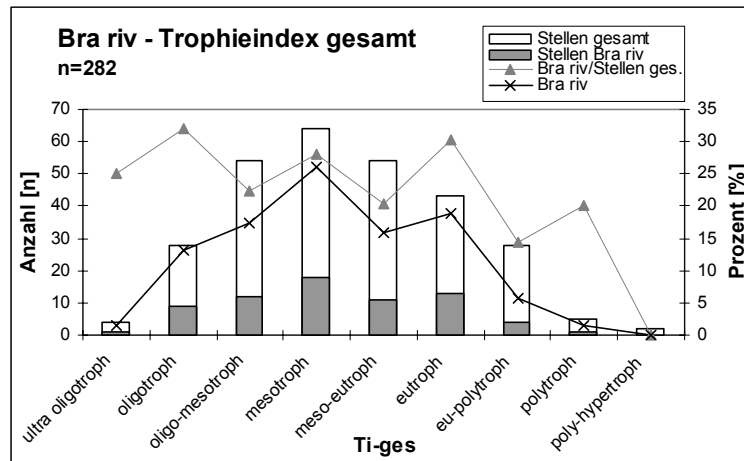


Abb. 37.: Verbreitung von *Brachythecium rivulare* in den einzelnen Trophiestufen.

Cinclidotus fontinaloides

Cinclidotus fontinaloides konnte mit 23 Beobachtungen in 5% aller Probestellen vorgefunden werden. Die vorwiegende Verbreitung der Art liegt mit 87 % sehr dominant in Kalkgebieten. 30 % aller Funde von *Cinclidotus fontinaloides* wurden dabei in den Kalkvoralpen festgestellt. Des Weiteren konnte die Art in mehr als 10 % aller Stellen in den Bioregionen Kalkhochalpen, Helvetikum, Alpine Molasse, Vorarlberger Alpenvorland und Kalkvoralpen angetroffen werden (vgl. Abb. 38). Bei der relativen Verbreitung des Mooses in Abhängigkeit von der Höhenlage dominiert der Bereich von 200 bis 500 m mit 43 % (Abb. 39). *Cinclidotus fontinaloides* wurde aber auch unterhalb von 200 m und in Höhen bis 1500 m vorgefunden. Nachweise oberhalb von 1500 m konnten keine erbracht werden. Die Art wurde bevorzugt in Gewässerabschnitten mit raschen Fließgeschwindigkeiten aufgefunden. In 50 % aller Stellen mit *Cinclidotus fontinaloides* liegen die Fließgeschwindigkeiten sogar bei mehr als 2 m/s (Abb. 40). Bei langsameren Fließgeschwindigkeiten konnte die Art überhaupt nicht erhoben werden. Hinsichtlich Strömung konnte diese Art mit 57 % in Bereichen mit ruhig fließender Strömung festgestellt werden (Abb. 41). Aber auch an Stellen mit turbulenten Strömungsverhältnissen wurde *Cinclidotus fontinaloides* gefunden. Hinsichtlich Trophie konnte das Verbreitungsspektrum der Art vom oligo-mesotrophen Bereich bis hin zum eu-polytrophen Bereich festgestellt werden. Als bevorzugte trophische Verhältnisse der Art konnte der Bereich von oligo-mesotroph bis meso-eutroph erhoben werden (Abb. 42). In diesem Bereich wurden 86 % aller Funde mit *Cinclidotus fontinaloides* nachgewiesen.

Das Moos *Cinclidotus fontinaloides* kann innerhalb der Untersuchungsstellen als Art charakterisiert werden, die vorwiegend in Kalkgebieten mit bevorzugtem Verbreitungsgebiet in mittleren Höhenlagen an nicht zu turbulenten Gewässern mit raschen Fließgeschwindigkeiten und oligo-mesotrophen bis meso-eutrophen Verhältnissen vorkommt.

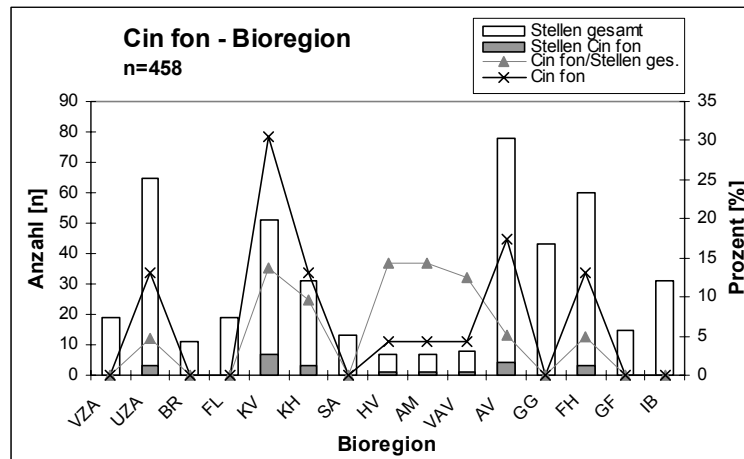


Abb. 38.: Verbreitung von *Cinclidotus fontinaloides* in den einzelnen Bioregionen.

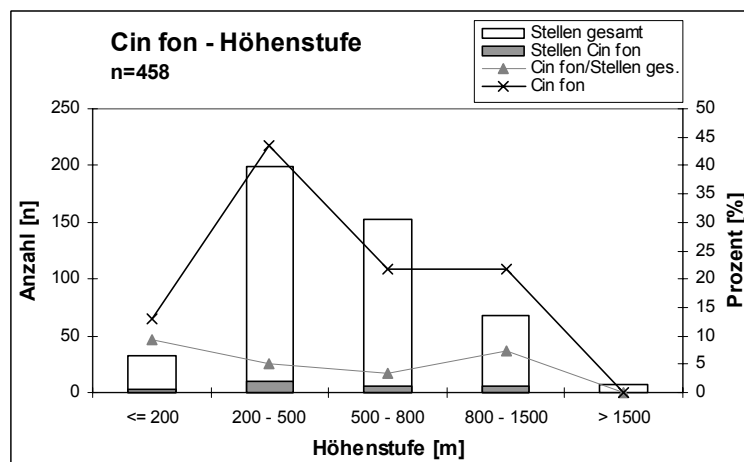
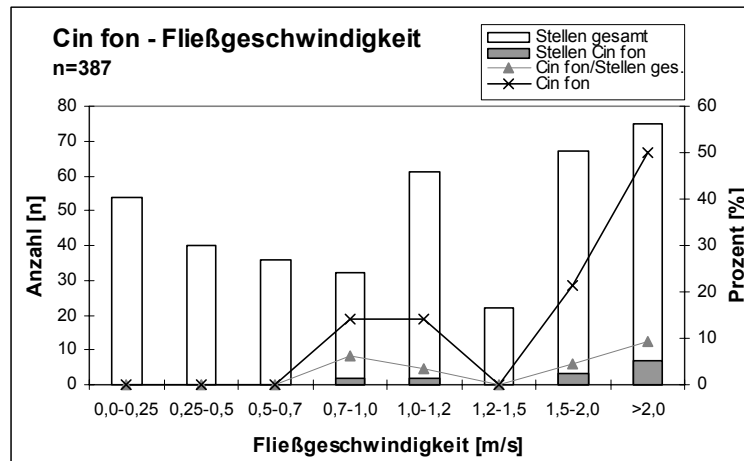
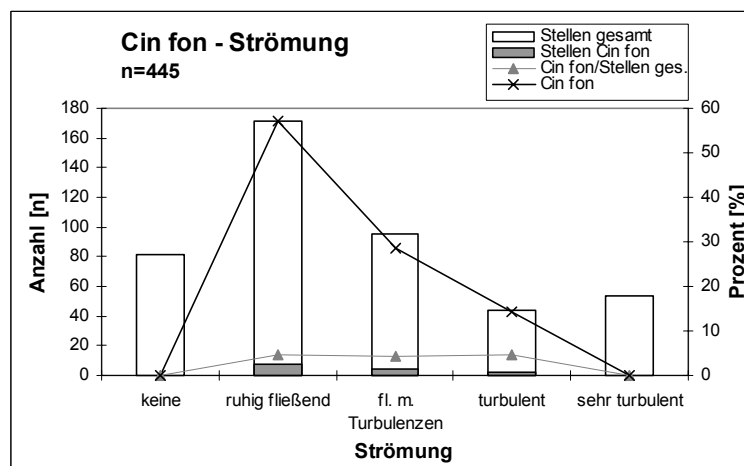
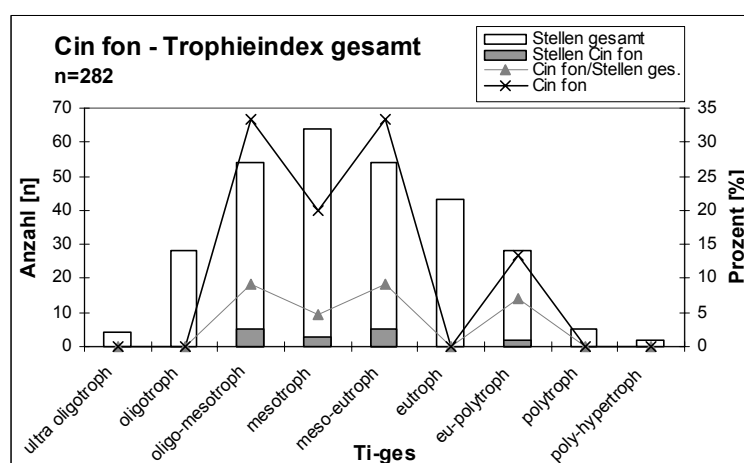


Abb. 39: Verbreitung von *Cinclidotus fontinaloides* in den einzelnen Höhenstufen.

Abb. 40.: Verbreitung von *Cinclidotus fontinaloides* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 41.: Verbreitung von *Cinclidotus fontinaloides* entsprechend den Strömungsverhältnissen.Abb. 42.: Verbreitung von *Cinclidotus fontinaloides* in den einzelnen Trophiestufen.

Cinclidotus riparius

Die Art *Cinclidotus riparius* konnte mit 45 Stellen in knapp 10 % aller beprobten Fließgewässerabschnitte festgestellt werden. Ähnlich wie *Cinclidotus fontinaliodes* konnte auch *Cinclidotus riparius* am häufigsten in den Kalkvorralpen angetroffen werden. Der Anteil liegt in dieser Region bei 22 %, gefolgt von den Unvergletscherten Zentralalpen, den Kalkhochalpen und den Flach- und Hügelländern mit jeweils mehr als 10 %. In der Alpenen Molasse konnte *Cinclidotus riparius* in 29 % der untersuchten Stellen dieser Region angetroffen werden (Abb. 43). Bezüglich der Höhenlage reicht das Verbreitungsspektrum der Art von 1500 m bis unterhalb von 200 m (Abb. 44). Lediglich in Höhen oberhalb von 1500 m konnte *Cinclidotus riparius* nicht angetroffen werden. Auch bei der Verbreitung in Abhängigkeit von Fließgeschwindigkeit und Strömungsverhältnissen wurde *Cinclidotus riparius* an ähnlichen Standorten wie *Cinclidotus fontinaliodes* aufgefunden. An 97 % der Stellen mit *Cinclidotus riparius* konnten Fließgeschwindigkeiten von 0,7 bis über 2 m/s gemessen werden (Abb. 45). Bei den Strömungsverhältnissen wurden ruhig fließende bis sehr turbulente Bereiche beobachtet (Abb. 46). *Cinclidotus riparius* konnte sowohl in oligotrophen bis hin zu eu-polytrophen Gewässern aufgefunden werden. Ein Verbreitungsschwerpunkt konnte innerhalb der Untersuchungsstellen jedoch mit 28 % im mesotrophen Bereich und mit 36 % im meso-eutrophen Bereich festgestellt werden (Abb. 47).

Cinclidotus riparius stellt innerhalb der Untersuchungsstellen eine weit verbreitete Art mit Schwerpunkt in mittleren Höhenlagen dar. Gewässer mit eher raschen Fließgeschwindigkeiten und meso- bis meso-eutrophen Verhältnissen werden von der Art bevorzugt besiedelt.

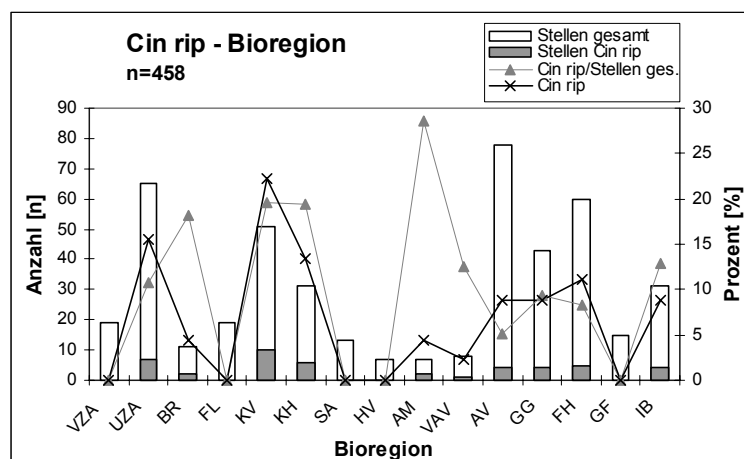
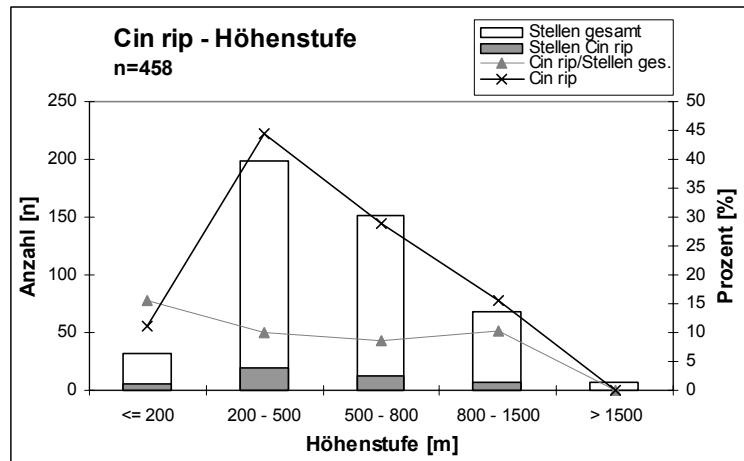
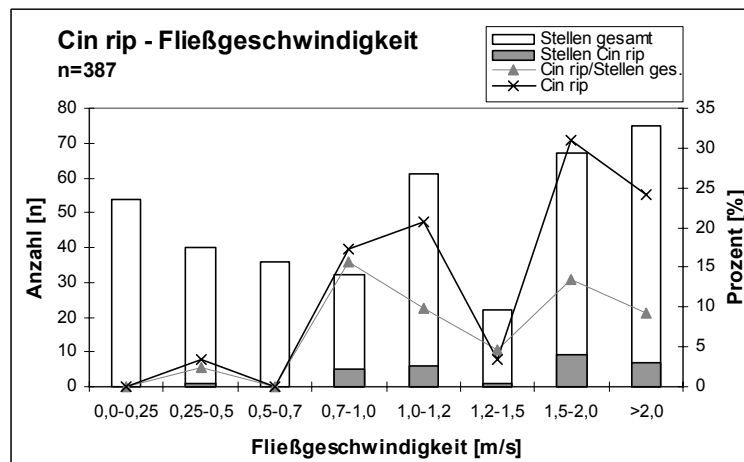
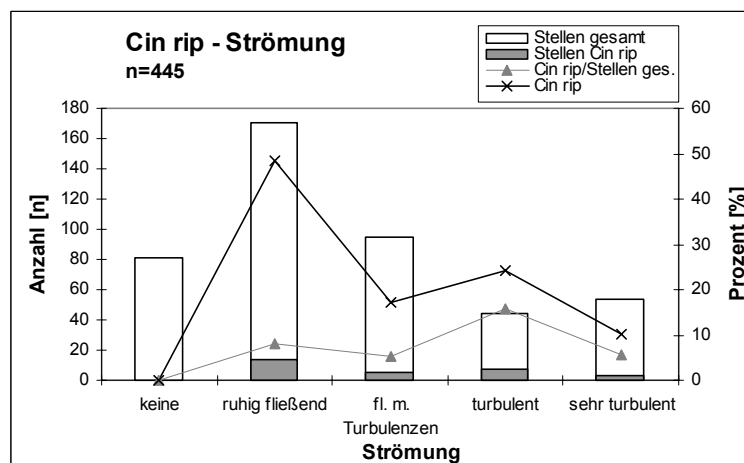


Abb. 43.: Verbreitung von *Cinclidotus riparius* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 44: Verbreitung von *Cinclidotus riparius* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 45.: Verbreitung von *Cinclidotus riparius* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 46.: Verbreitung von *Cinclidotus riparius* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

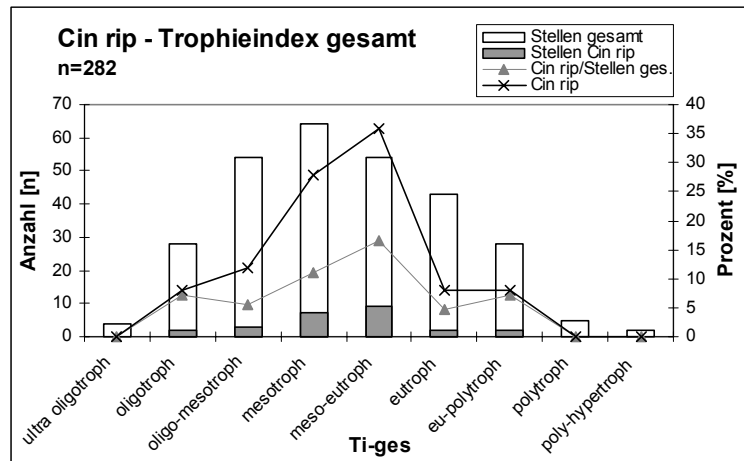
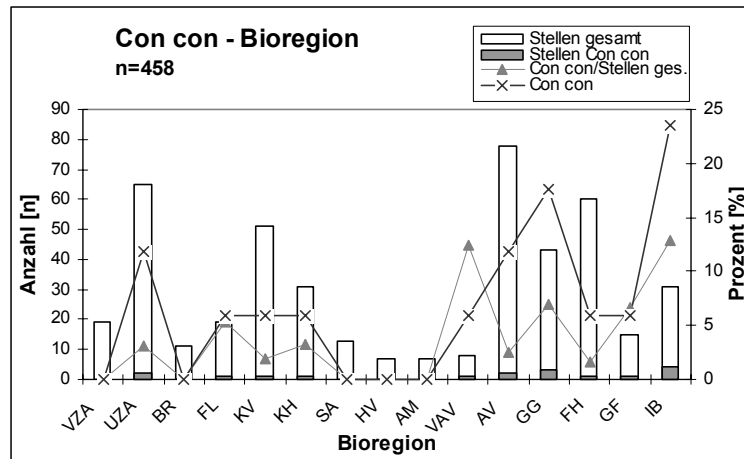
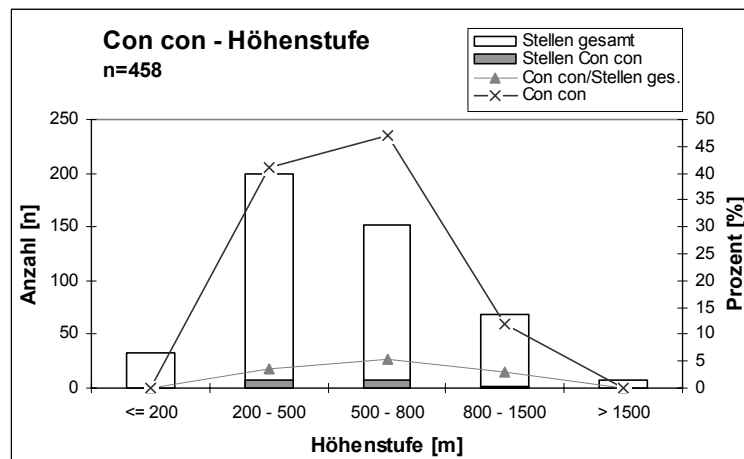
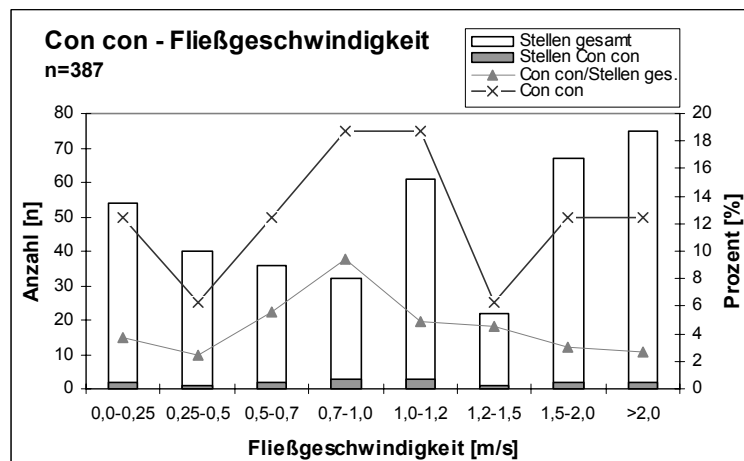


Abb. 47.: Verbreitung von *Cinclidotus riparius* in den einzelnen Trophiestufen.

Conocephalum conicum

Conocephalum conicum konnte an insgesamt 17 untersuchten Fließgewässerabschnitten vorgefunden werden. 71 % aller Funde wurden in Gebieten mit vorwiegend kalkigem Untergrund nachgewiesen, die restlichen 29 % liegen in Silikatgebieten. Innerhalb der verschiedenen Bioregionen weist das Moos eine sehr weite Verbreitung auf und konnte nur in wenigen Regionen nicht vorgefunden werden (Abb. 48). Die Art wurde in Höhenlagen von 200 bis 1500 m angetroffen, wobei 88 % der Funde mit *Conocephalum conicum* unterhalb von 800 m liegen (Abb. 49). Obwohl die Verbreitung des Moores innerhalb der Untersuchungsstellen hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit ein breites Spektrum von nahezu stehenden Verhältnissen bis hin zu Geschwindigkeiten von mehr als 2 m/s abdeckt (Abb. 50), konnte die Art nur bei geringen Strömungsverhältnissen (ruhig fließend und fließend mit Turbulenzen) festgestellt werden (Abb. 51). *Conocephalum conicum* wurde außerdem in einem weiten trophischen Spektrum innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte angetroffen. Die Amplitude reicht von oligotrophen bis hin zu eu-polytrophen Gewässern (Abb. 52).

Alles in allem stellt das Moos *Conocephalum conicum* innerhalb der Untersuchungsstellen eine weit verbreitete Art mit relativ geringen Ansprüchen dar. Neben der Beschaffenheit des Untergrundes haben sowohl die vorherrschenden Fließgeschwindigkeiten als auch der trophische Zustand des Gewässers kaum Einfluss auf die Verbreitung der Art. Anscheinend hat *Conocephalum conicum* eine Vorliebe für wenig turbulente Fließgewässer in Höhenlagen von 200 bis 800 m.

Abb. 48.: Verbreitung von *Conocephalum conicum* in den einzelnen Bioregionen.Abb. 49: Verbreitung von *Conocephalum conicum* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 50.: Verbreitung von *Conocephalum conicum* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.

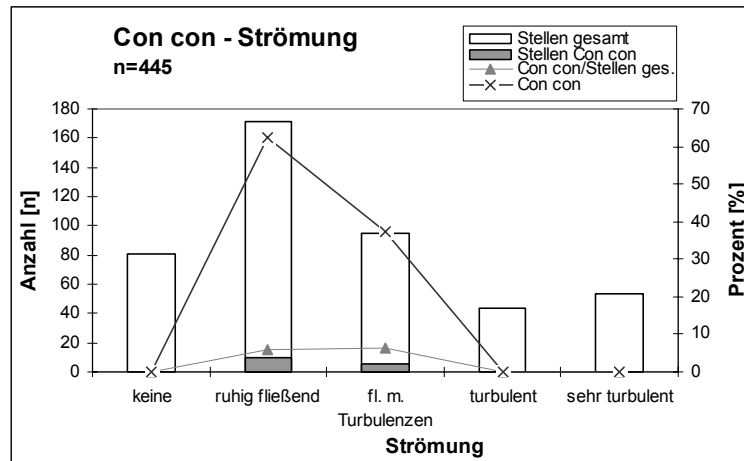


Abb. 51.: Verbreitung von *Conocephalum conicum* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

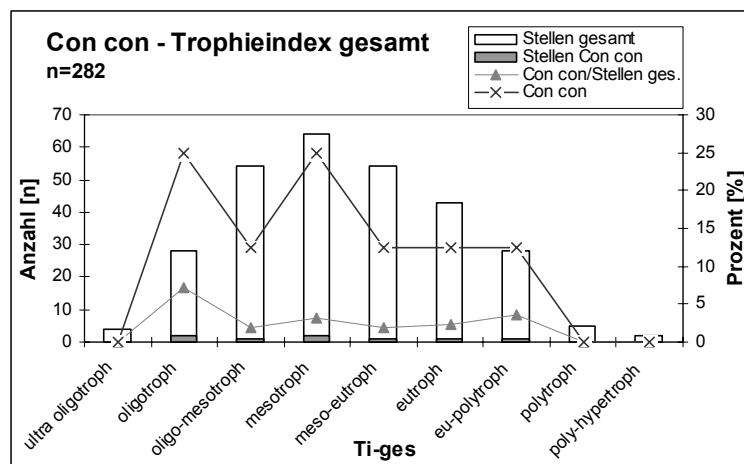


Abb. 52.: Verbreitung von *Conocephalum conicum* in den einzelnen Trophiestufen.

Cratoneuron filicinum

Das weit verbreitete Moos *Cratoneuron filicinum* wurde an 45 Probestellen beobachtet, das entspricht knapp 10 % aller untersuchten Fließgewässerabschnitte. Die Art konnte bis auf das Grazer Feld und Grabenland in allen Bioregionen angetroffen werden. Am häufigsten wurde das Moos dabei in der Bergrückenlandschaft und den Ausläufern der Zentralalpen mit 27 % und in den Kalkhochalpen mit 26 % aller Funde festgestellt (Abb. 53). Innerhalb aller Stellen, an denen *Cratoneuron filicinum* vorgefunden wurde, verteilt sich die Art mit jeweils weniger als 10 % auf die restlichen Regionen. 47 % aller Beobachtungen von *Cratoneuron filicinum* liegen in einem Bereich von 500 bis 800 m (vgl. Abb. 54). Die Art konnte jedoch auch in tieferen Lagen bis 200 m wie auch in höheren Lagen bis über 1500 m angetroffen werden. Nur im Flachland unterhalb von 200 m wurde die Art nicht nachgewiesen. Die erhobenen Fließgeschwindigkeiten an den beprobten

Untersuchungsstellen erstrecken sich über das gesamte Aufnahmespektrum. Mehrheitlich (an 60 % der Stellen) konnten jedoch Fließgeschwindigkeiten von 1,5 bis über 2 m/s gemessen werden (Abb. 55). Die Strömungsverhältnisse reichen an den entsprechenden Fließgewässerabschnitten von ruhig fließend bis sehr turbulent, wobei die sehr turbulenten Bereiche eher die Ausnahme bilden (Abb. 56). Bei den trophischen Verhältnissen konnte die Art vorwiegend im Bereich von oligotroph bis meso-eutroph festgestellt werden (Abb. 57). Aber auch die Besiedlung von ultra oligotrophen Bereichen wie auch von sehr stark verschmutzten Bereichen bis hin zum polytrophen Zustand wurde beobachtet.

Cratoneuron filicinum zählt innerhalb der untersuchten Fließgewässerstrecken zu den relativ häufig verbreiteten Arten und ist über jedem Untergrund in fast allen Bioregionen anzutreffen. Verbreitungsschwerpunkt liegt in mittleren Höhenlagen mit relativ raschen Fließgeschwindigkeiten aber nicht zu starker Strömung. Bei der Trophie kann ein weites Spektrum besiedelt werden, jedoch werden innerhalb der Untersuchungsstellen oligotrophe bis meso-eutrophe Bereiche bevorzugt.

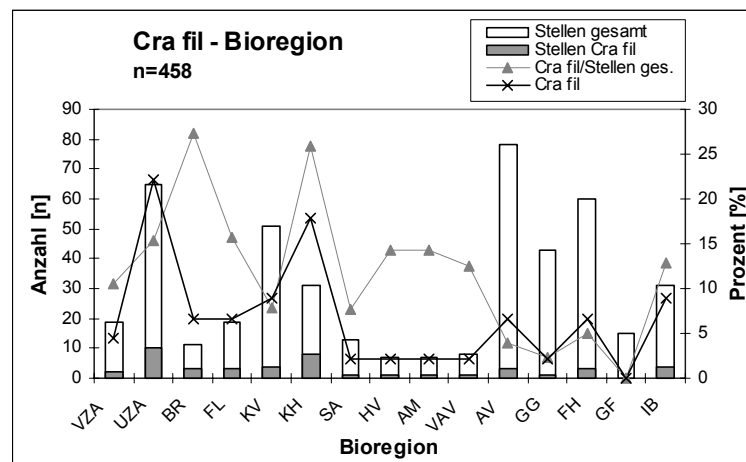
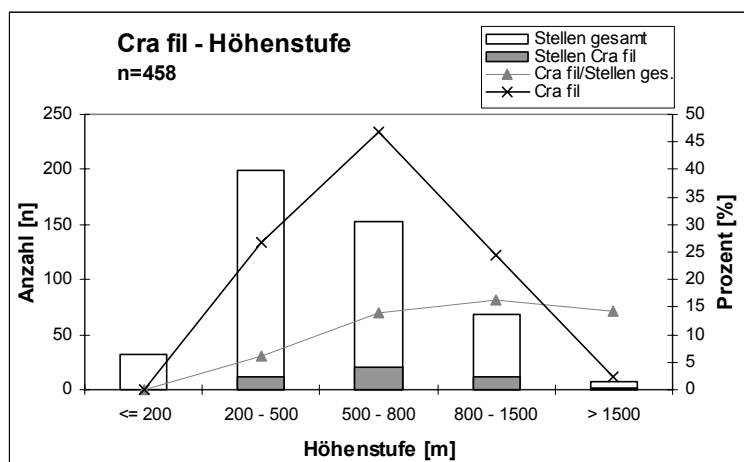
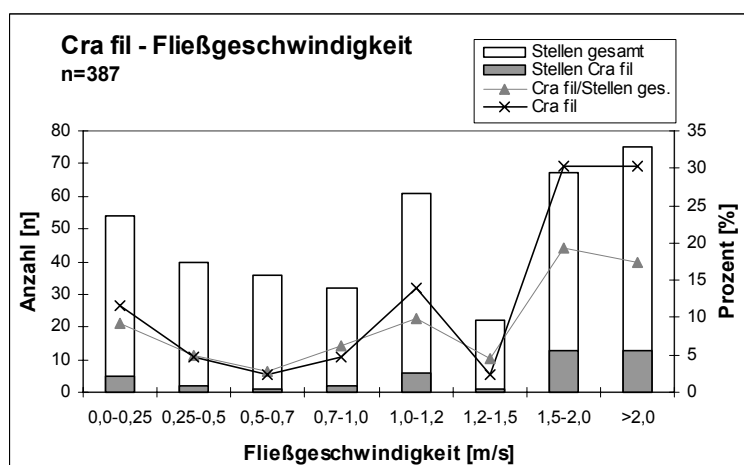
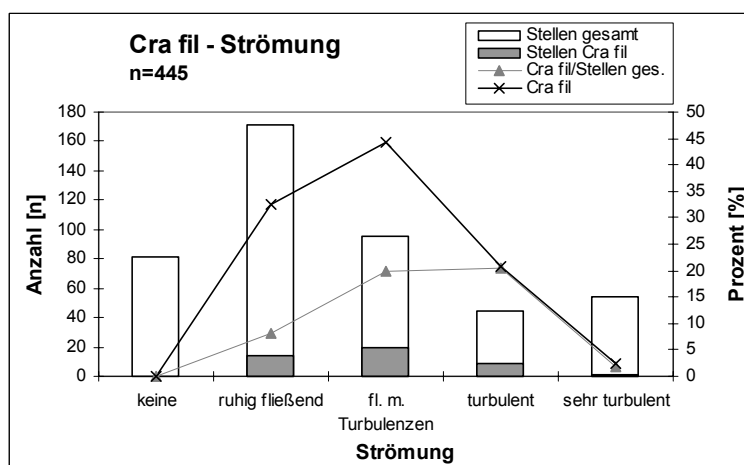


Abb. 53.: Verbreitung von *Cratoneuron filicinum* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 54: Verbreitung von *Cratoneuron filicinum* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 55.: Verbreitung von *Cratoneuron filicinum* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 56.: Verbreitung von *Cratoneuron filicinum* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

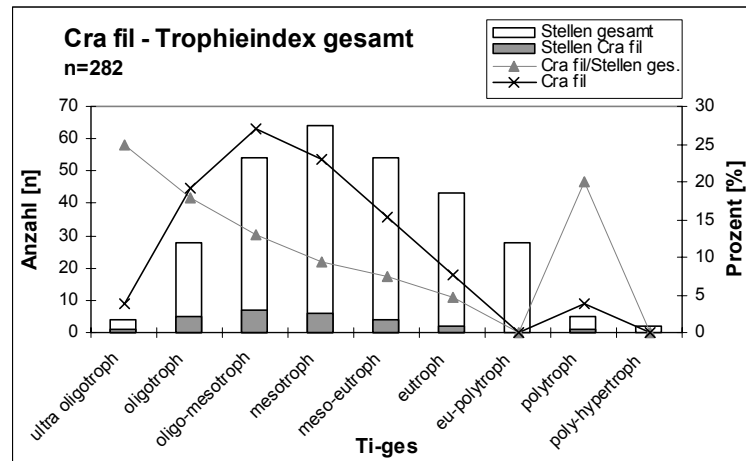
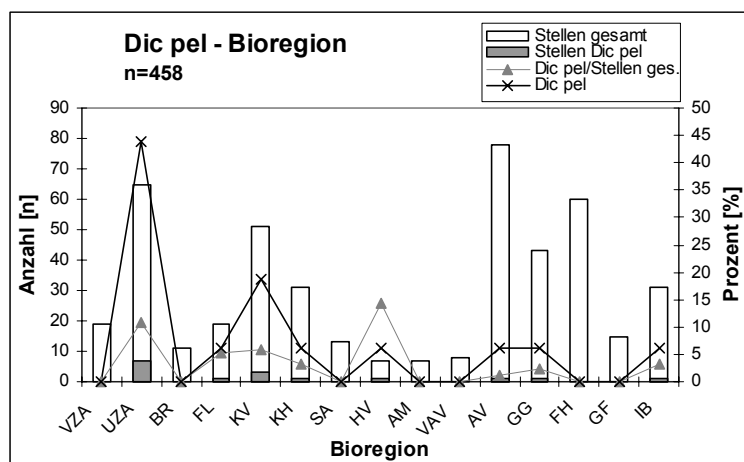
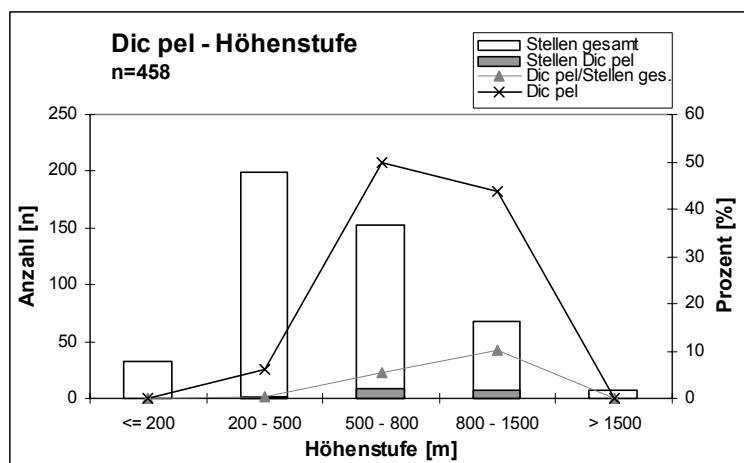
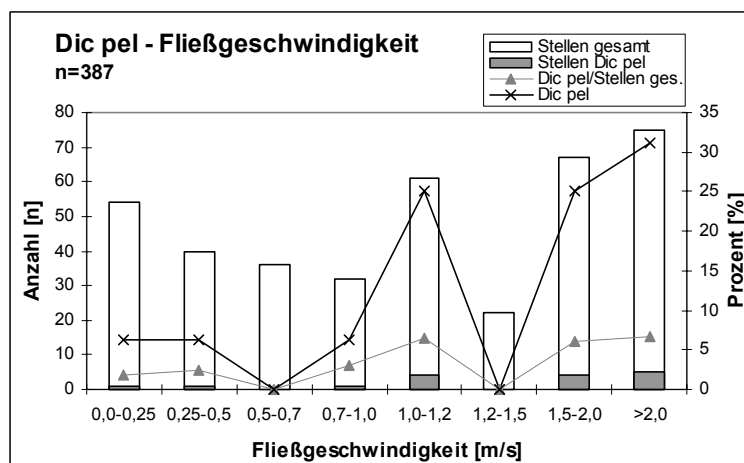


Abb. 57.: Verbreitung von *Cratoneuron filicinum* in den einzelnen Trophiestufen.

Dichodontium pellucidum

Dichodontium pellucidum konnte in 16 von 458 untersuchten Fließgewässerabschnitten festgestellt werden. Dabei konnte die Art sowohl entlang von Gewässern mit silikatischem als auch mit kalkreichem Untergrund vorgefunden werden. 44 % aller Abschnitte mit *Dichodontium pellucidum* liegen in den Unvergletscherten Zentralalpen, gefolgt von den Kalkvoralpen mit 19 % (Abb. 58). In Höhenlagen von 500 bis 1500 m konnte die Art zu 94 % angetroffen werden. Die restlichen 6 % beschränken sich auf den Bereich von 200 bis 500 m (Abb. 59). Zwar konnte hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit die Art in einem sehr breiten Spektrum nachgewiesen werden, aber der Hauptanteil (81 %) weist Fließgeschwindigkeiten > 1 m/s auf (Abb. 60). *Dichodontium pellucidum* wurde sowohl an ruhig fließenden bis hin zu turbulenten Abschnitten festgestellt (Abb. 61). Der trophische Zustand der Untersuchungsstellen mit *Dichodontium pellucidum* reicht von ultra-oligotroph bis hin zu meso-eutroph, mit leichter Tendenz (33 %) zu oligotrophen Verhältnissen (Abb. 62).

Das Moos *Dichodontium pellucidum* erweist sich innerhalb der Untersuchungsstellen als vom Untergrund unabhängige Art mit bevorzugter Verbreitung in Höhenlagen von 500 bis 1500 m, kombiniert mit etwas höheren Fließgeschwindigkeiten. Strömungsverhältnisse spielen bei der Verbreitung der Art nur eine untergeordnete Rolle. Ausschlaggebend für die Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* erscheinen hingegen relativ saubere Gewässerverhältnisse.

Abb. 58.: Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* in den einzelnen Bioregionen.Abb. 59: Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 60.: Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.

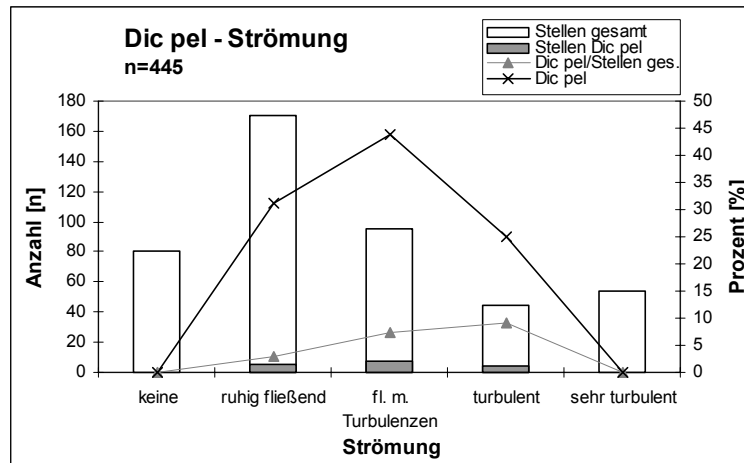


Abb. 61.: Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

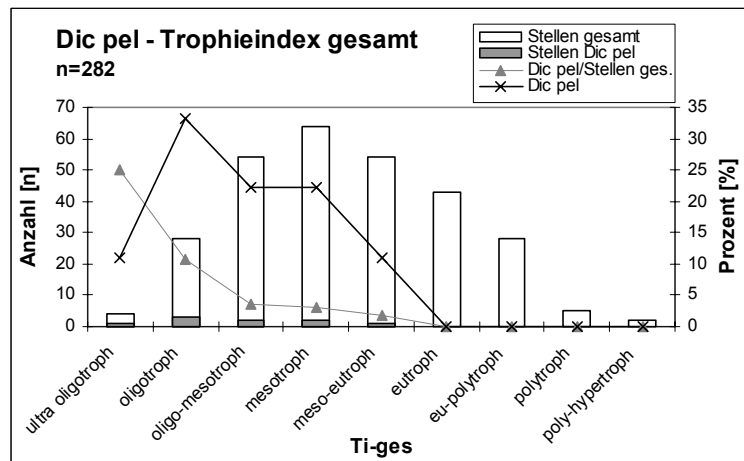


Abb. 62.: Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* in den einzelnen Trophiestufen.

Fontinalis antipyretica

Fontinalis antipyretica ist eine der am weitest verbreiteten Moosarten. Die Art wurde an insgesamt 130 der 458 Fließgewässerabschnitte festgestellt und weist kaum ökologische Einschränkungen bezüglich der Verbreitung auf. Bis auf die Bioregionen Vergletscherte Zentralalpen, Südalpen und Alpine Molasse konnte *Fontinalis antipyretica* in allen Bioregionen nachgewiesen werden. Am häufigsten wurde die Art mit 41 Fundstellen im Alpenvorland angetroffen (vgl. Abb. 63). Auch in der Bergrückenlandschaft und den Ausläufern der Zentralalpen konnte die Art in mehr als 50 % der Untersuchungsstellen vorgefunden werden. Bei der Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* in Abhängigkeit von der Höhenlage dominiert der Bereich von 200 bis 500 m, aber auch in allen anderen Höhenlagen gilt die Art als weit verbreitet (siehe Abb. 64). Lediglich ab einer Höhe von 1500 m wurde die Art in keiner der Untersuchungsstellen mehr angetroffen. Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit (Abb.

65) konnten bei dieser Art keine Präferenzen festgestellt werden. Ähnlich verhält sich die Situation auch bei den Strömungsverhältnissen (Abb. 66). Bevorzugt werden Gewässer mit ruhig fließender Strömung. *Fontinalis antipyretica* konnte aber auch in bis zu sehr turbulent fließenden Gewässern aufgefunden werden. Auch bei den trophischen Verhältnissen scheint die Art keine besonderen Ansprüche aufzuweisen. Das trophische Spektrum der Untersuchungsstellen, in denen *Fontinalis antipyretica* angetroffen wurde, reicht von ultra-oligotroph bis polytroph (vgl. Abb. 67). Der Schwerpunkt der Verbreitung konnte im Bereich von oligo-mesotroph bis eutroph determiniert werden.

Die Art *Fontinalis antipyretica* weist innerhalb der Untersuchungsstellen bezüglich Untergrund, Höhenlage, Fließgeschwindigkeit, Strömungsverhältnisse als auch Trophie ein sehr weites Verbreitungsspektrum auf. Die Art kann daher in den untersuchten Fließgewässerabschnitten als Ubiquist betrachtet werden.

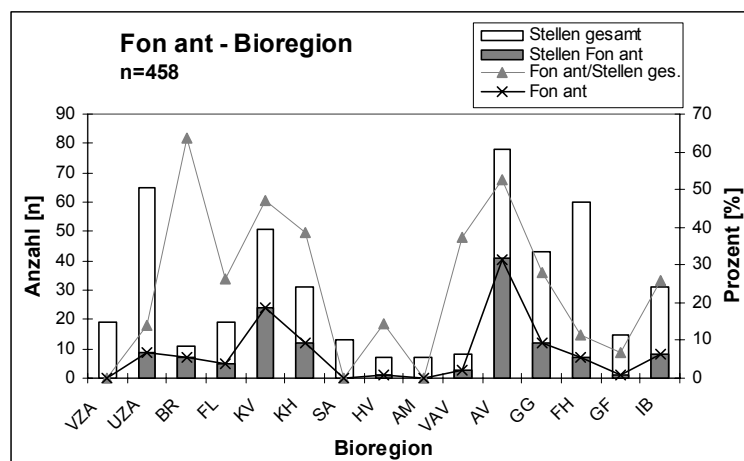


Abb. 63.: Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* in den einzelnen Bioregionen.

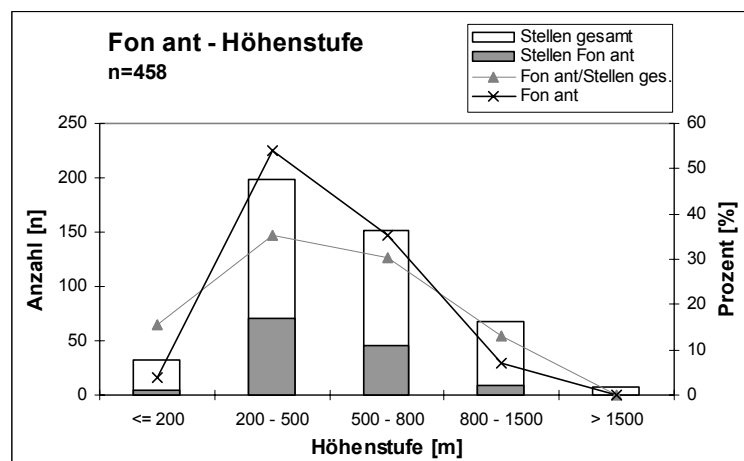
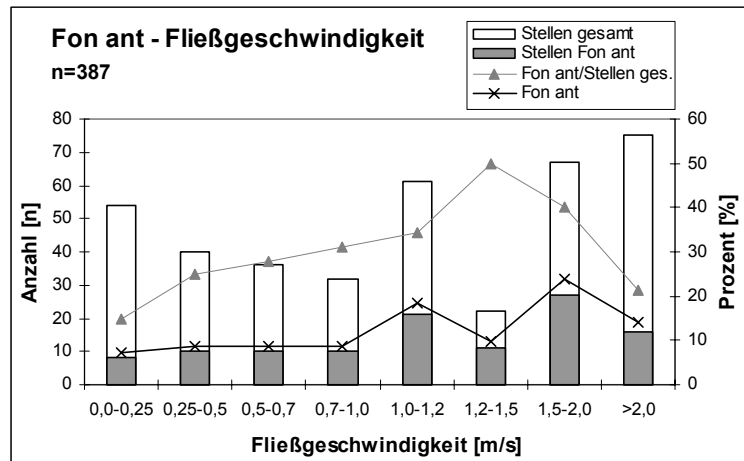
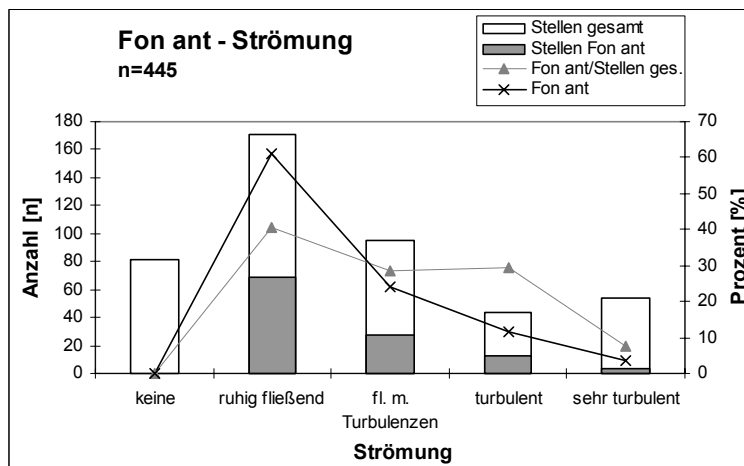
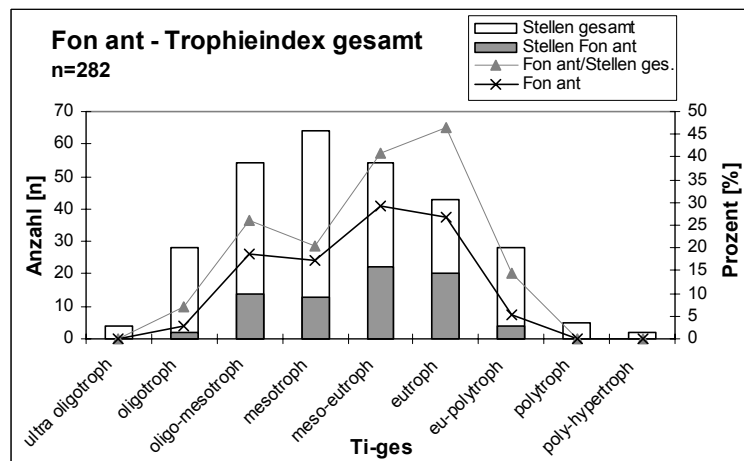


Abb. 64: Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* in den einzelnen Höhenstufen.

Abb. 65.: Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 66.: Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* entsprechend den Strömungsverhältnissen.Abb. 67.: Verbreitung von *Fontinalis antipyretica* in den einzelnen Trophiestufen.

Hygroamblystegium fluviatile

Das Moos *Hygroamblystegium fluviatile* konnte in 28 Fließgewässerabschnitten beobachtet werden. Dabei konnte die Art sowohl auf silikatischem als auch auf kalkhaltigem Untergrund vorgefunden werden. Am häufigsten wurde die Art im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse mit 23 % nachgewiesen. Auch der relative Anteil innerhalb aller Stellen, an denen das Moos gefunden wurde, liegt im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse bei 36 %. Dahinter folgen das Alpenvorland und die Östlichen Flach- und Hügelländer mit jeweils 18 % (Abb. 68). Die Verbreitung von *Hygroamblystegium fluviatile* reicht vom Flachland bis in 1500 m, wobei die Art zu 50 % in einem Höhenbereich von 200 bis 500 m angetroffen wurde (Abb. 69). Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit konnte das Moos über das gesamte Aufnahmespektrum beobachtet werden (Abb. 70). Die Strömungsverhältnisse entlang der Fließgewässerabschnitte mit *Hygroamblystegium fluviatile* reichen von ruhig fließend bis zu turbulent, wobei mit 69 % ruhig fließende Abschnitte dominieren (Abb. 71). Die trophischen Verhältnisse der Gewässerabschnitte mit *Hygroamblystegium fluviatile* liegen im Bereich von oligo-mesotroph bis zu eu-polytroph (Abb. 72). Die häufigste Verbreitung der Art konnte mit 36% im eutrophen Bereich festgestellt werden.

Das Moos *Hygroamblystegium fluviatile* kann innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte als von Untergrund und Fließgeschwindigkeit unabhängige Art mit einem Verbreitungsschwerpunkt bis 500 m entlang von Gewässern mit ruhig fließender Strömung und eher nährstoffangereicherten Verhältnissen beschrieben werden.

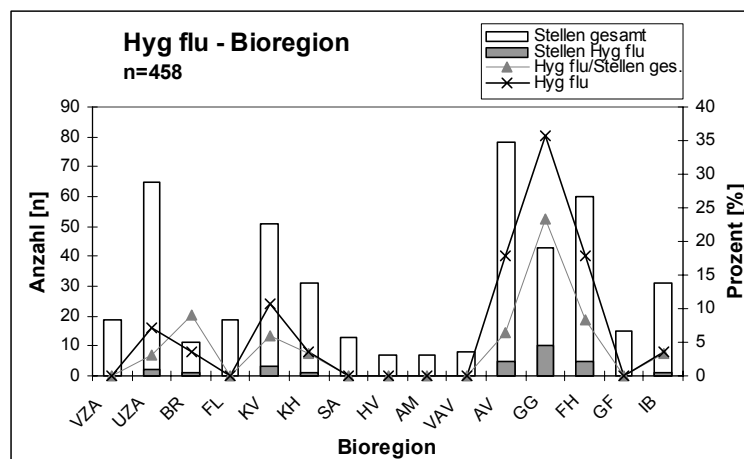
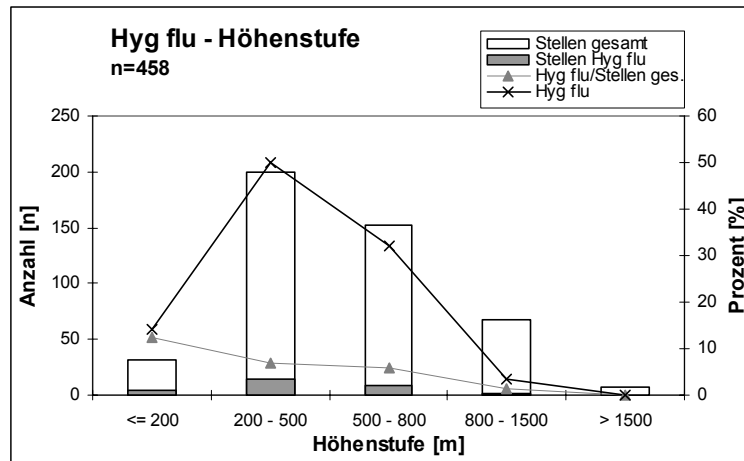
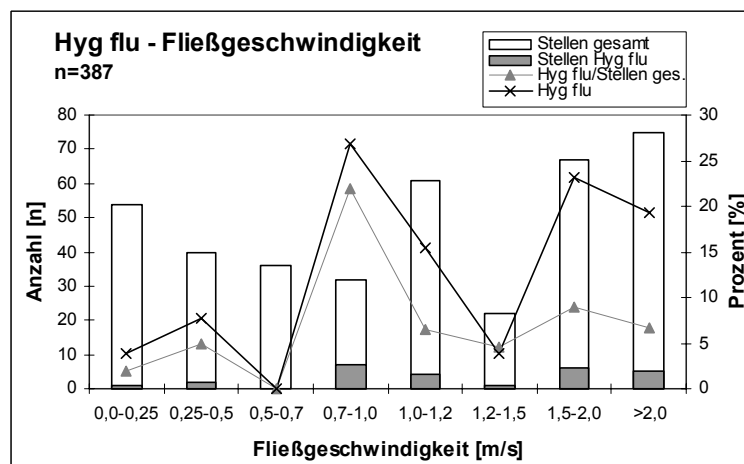
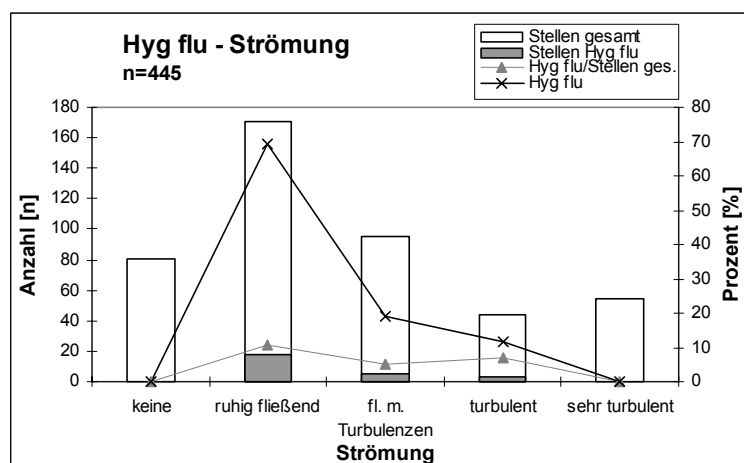


Abb. 68.: Verbreitung von *Hygroamblystegium fluviatile* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 69: Verbreitung von *Hygroamblystegium fluviatile* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 70.: Verbreitung von *Hygroamblystegium fluviatile* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 71.: Verbreitung von *Hygroamblystegium fluviatile* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

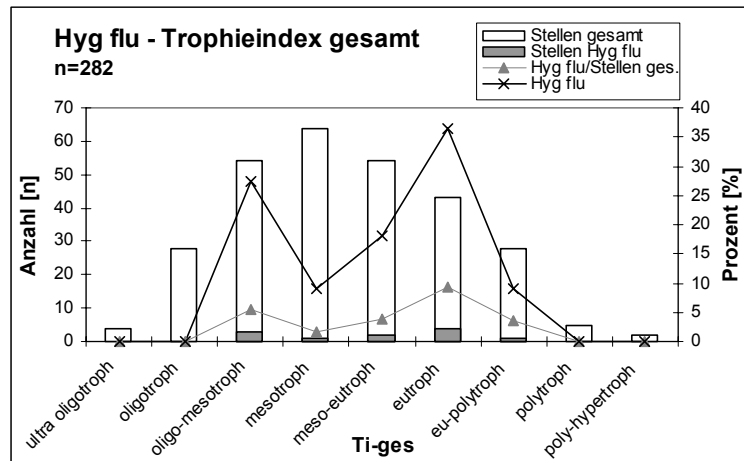


Abb. 72.: Verbreitung von *Hygroamblystegium fluviatile* in den einzelnen Trophiestufen.

Hygrohypnum luridum

Hygrohypnum luridum stellt mit 65 Beobachtungen in allen Untersuchungsstellen eine oftmals anzutreffende Art dar. Am häufigsten konnte das Moos mit 23 Funden in den Vergletscherten Zentralalpen festgestellt werden. Das entspricht mehr als einem Drittel aller Stellen in dieser Region. Auch in den Regionen Helvetikum und Flysch ist der relative Anteil an Stellen mit *Hygrohypnum luridum* mit 57 bzw. 47 % sehr hoch (vgl. Abb. 73). Bezüglich Verbreitung in Abhängigkeit vom Untergrund konnte keine Differenzierung zwischen Kalk und Silikat festgestellt werden. Eine deutliche Abhängigkeit zeigt sich jedoch im Zusammenhang mit der Höhenlage (Abb. 74), so konnte mit zunehmender Höhe auch ein vermehrtes Vorkommen von *Hygrohypnum luridum* festgestellt werden. 43 % aller Stellen, an denen das Moos vorkommt, liegen in einem Höhenbereich von 800 bis 1500 m, dicht gefolgt vom Höhenbereich 500 bis 800 m mit 38 %. Keine Funde wurden im Flachland unterhalb von 200 m und auch im Höhenbereich über 1500 m gemacht. Des Weiteren konnte die Art auch vermehrt an Gewässerabschnitten mit erhöhter Fließgeschwindigkeit vorgefunden werden (Abb. 75). An 65 % aller Stellen, an denen die Art angetroffen wurde, herrschen Fließgeschwindigkeiten von mehr als 2 m/s. Bei den Strömungsverhältnissen konnte hingegen ein weites Spektrum beginnend bei ruhig fließend bis sehr turbulent festgestellt werden (Abb. 76). Auch die Trophie stellt einen bedeutenden Einflussfaktor für die Verbreitung von *Hygrohypnum luridum* dar. 39 % aller Stellen, in denen *Hygrohypnum luridum* angetroffen wurde, weisen einen oligo-mesotrophen Zustand auf und sogar in 50 % aller untersuchten Stellen mit ultra oligotrophen Verhältnissen konnte *Hygrohypnum luridum* vorgefunden werden. Mit zunehmender Eutrophierung der Fließgewässerabschnitte nahm das Vorkommen *Hygrohypnum luridum* ab (Abb.

77). Bei eutrophen Verhältnissen liegt der relative Anteil der Stellen mit dieser Art nur mehr bei 2%.

Hygrohypnum luridum konnte als unabhängig vom Untergrund, vorwiegend entlang von Fließgewässern in höheren Lagen mit schnellen Fließgeschwindigkeiten und relativ sauberem Wasser nachgewiesen werden.

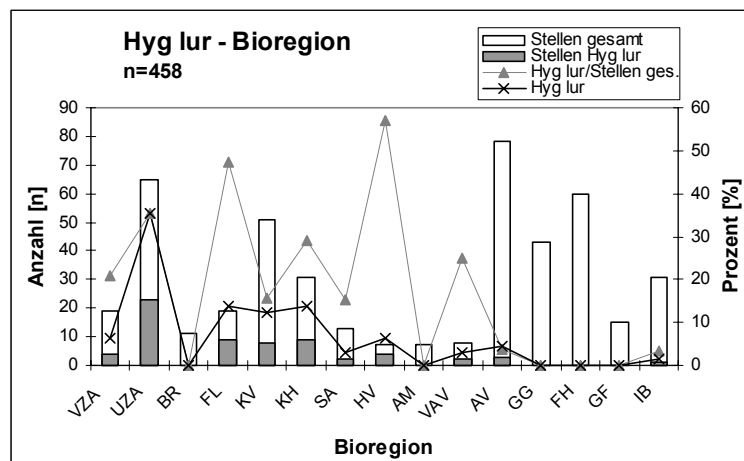


Abb. 73.: Verbreitung von *Hygrohypnum luridum* in den einzelnen Bioregionen.

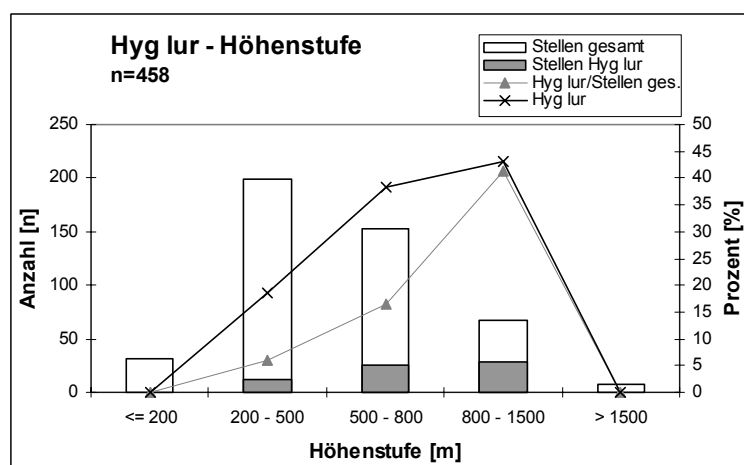
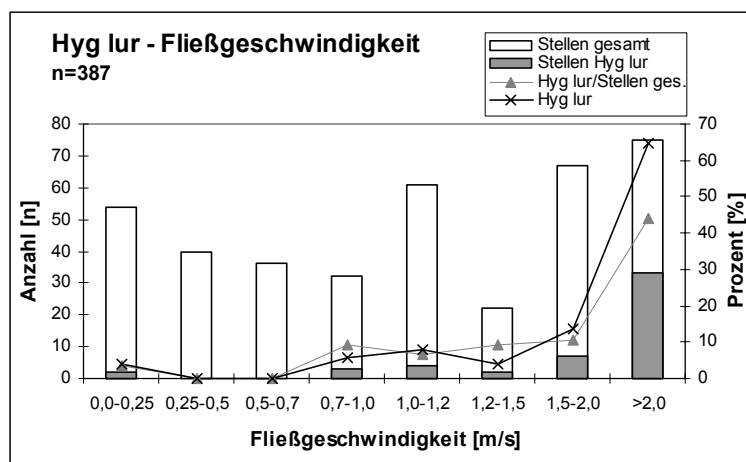
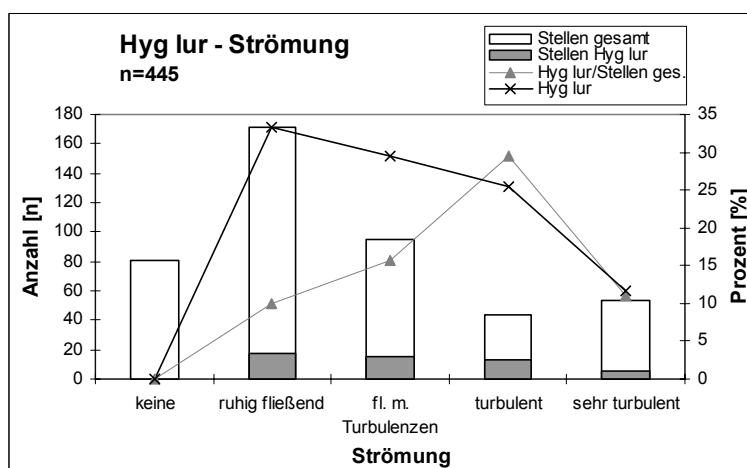
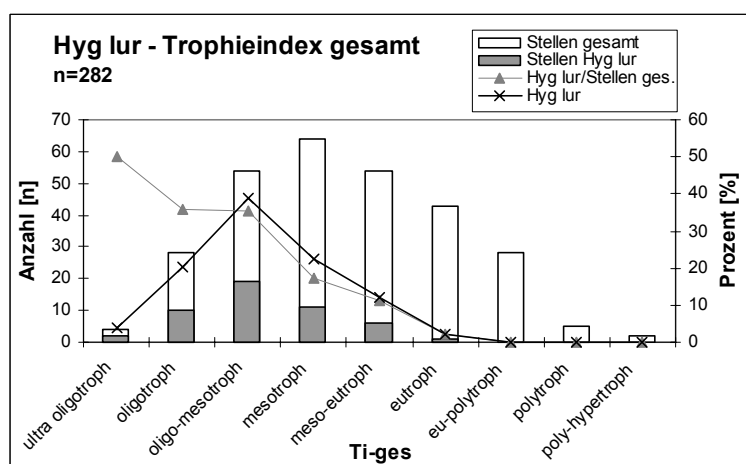


Abb. 74: Verbreitung von *Hygrohypnum luridum* in den einzelnen Höhenstufen.

Abb. 75.: Verbreitung von *Hygrohypnum luridum* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 76.: Verbreitung von *Hygrohypnum luridum* entsprechend den Strömungsverhältnissen.Abb. 77.: Verbreitung von *Hygrohypnum luridum* in den einzelnen Trophiestufen.

Hygrohypnum ochraceum

Das Moos *Hygrohypnum ochraceum* konnte an nur 7 Stellen, das sind 2 % aller untersuchten Fließgewässerabschnitte, angetroffen werden. Das Vorkommen beschränkt sich auf silikatischen Untergrund in den Zentralalpen und im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (Abb. 78), wobei die Hauptausbreitung von *Hygrohypnum ochraceum* mit 71 % im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse liegt. Hinsichtlich der Höhenlage konnte die Art im Bereich von 200 bis 1500 m vorgefunden werden (Abb. 79). Bei den Gewässerabschnitten mit *Hygrohypnum ochraceum* konnten ausschließlich Fließgeschwindigkeiten >1 m/s (Abb. 80) und vorwiegend ruhig fließende Strömungsverhältnisse mit leichten Turbulenzen (Abb. 81) beobachtet werden. Darüber hinaus wurde die Art hauptsächlich bei oligotrophen Verhältnissen angetroffen (Abb. 82). Die Verbreitung des Moores reicht in den Untersuchungsstellen bis hin zum oligo-mesotrophen Zustand.

Hygrohypnum ochraceum stellt in den untersuchten Fließgewässerabschnitten unabhängig von der Höhe eine Charakterart für silikatische und saubere Bäche mit etwas höheren Fließgeschwindigkeiten und leichten Turbulenzen dar.

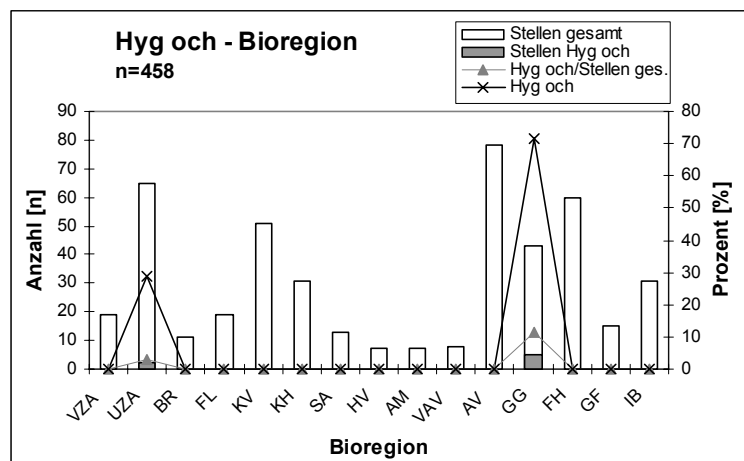
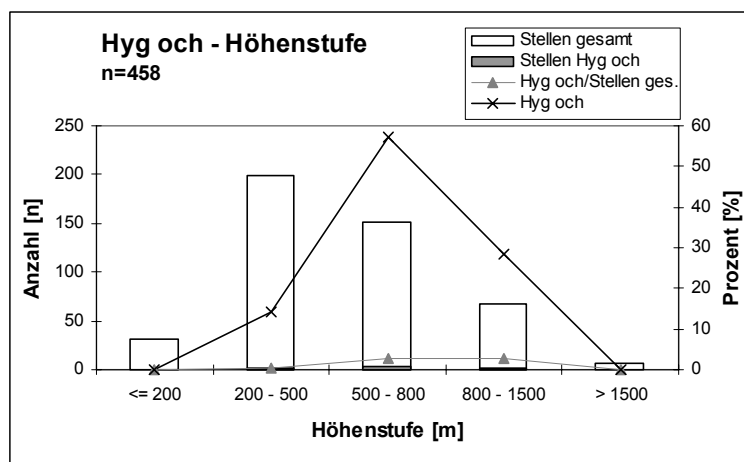
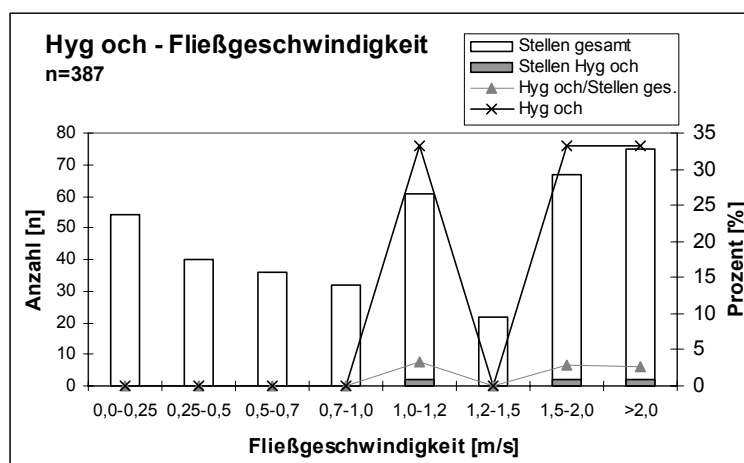
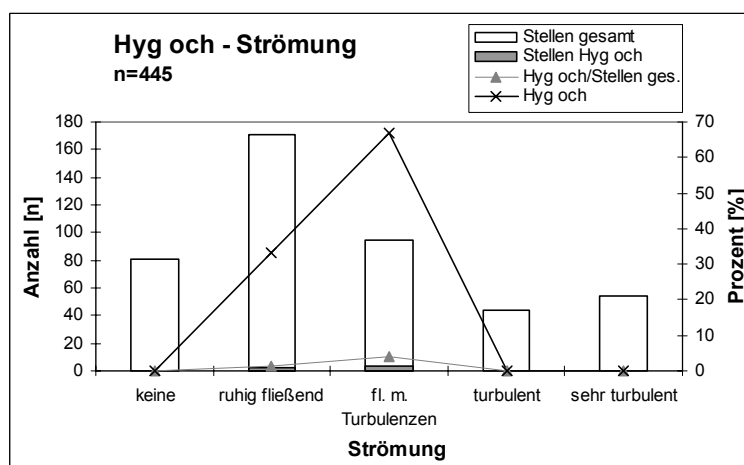


Abb. 78.: Verbreitung von *Hygrohypnum ochraceum* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 79: Verbreitung von *Hygrohypnum ochraceum* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 80.: Verbreitung von *Hygrohypnum ochraceum* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 81.: Verbreitung von *Hygrohypnum ochraceum* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

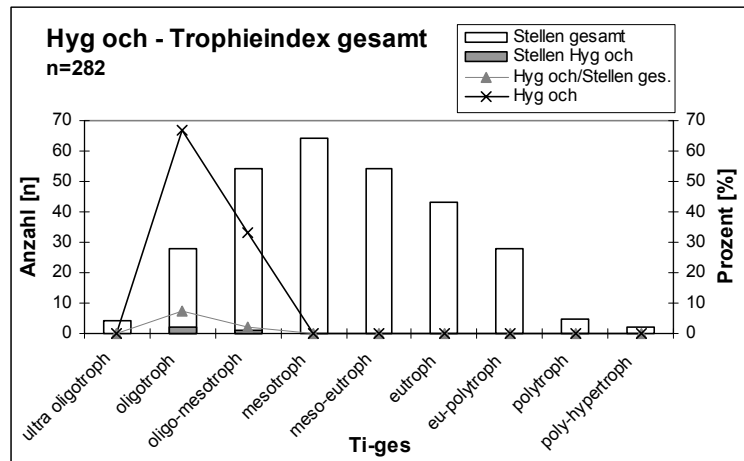
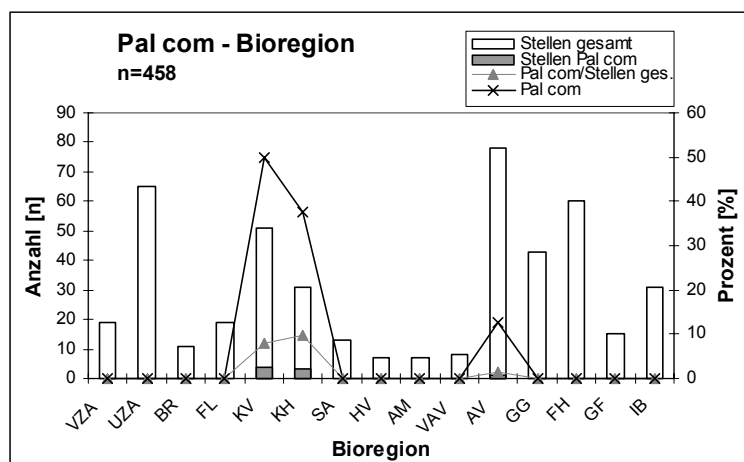
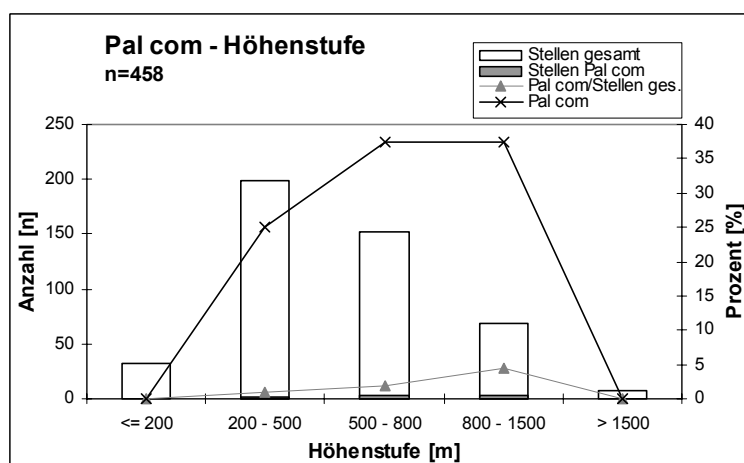
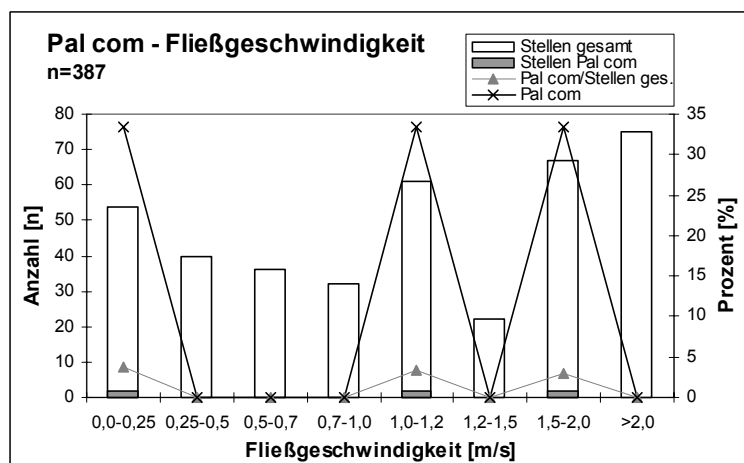


Abb. 82.: Verbreitung von *Hygrohypnum ochraceum* in den einzelnen Trophiestufen.

Palustriella commutata

Die Art *Palustriella commutata* (inkl. der Unterarten var. *commutata*, var. *falcata* und var. *fluctuans*) konnte an 8 Fließgewässerabschnitten vorgefunden werden. Die Vorkommen verteilen sich auf die Kalkvoralpen mit 50 %, die Kalkhochalpen mit 38 % und das Alpenvorland mit 13 % (Abb. 83). Das Moos wurde in einem Höhenbereich von 200 bis 1500 m vorgefunden, wobei niedrigere Lagen eher die Ausnahme bilden (Abb. 84). Bezüglich Fließgeschwindigkeit konnte keine Präferenz der Art festgestellt werden (Abb. 85). An den Probestellen mit *Palustriella commutata* wurden Strömungsverhältnisse von ruhig fließend bis turbulent beobachtet (Abb. 86). Hinsichtlich der trophischen Verhältnisse liegt der Schwerpunkt im oligotrophen Bereich. Das Spektrum der Verbreitung innerhalb der untersuchten Gewässerabschnitte reicht bis oligo-mesotroph (Abb. 87).

Palustriella commutata gehört entsprechend der Verbreitung innerhalb der Untersuchungsstellen zu den kalkliebenden Arten mit einem vermehrten Vorkommen in mittleren bis höheren Lagen. Während Fließgeschwindigkeit und Strömungsverhältnisse kaum Einfluss auf das Vorkommen der Art haben, spielen saubere Gewässerverhältnisse scheinbar eine umso bedeutendere Rolle.

Abb. 83.: Verbreitung von *Palustriella commutata* in den einzelnen Bioregionen.Abb. 84.: Verbreitung von *Palustriella commutata* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 85.: Verbreitung von *Palustriella commutata* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.

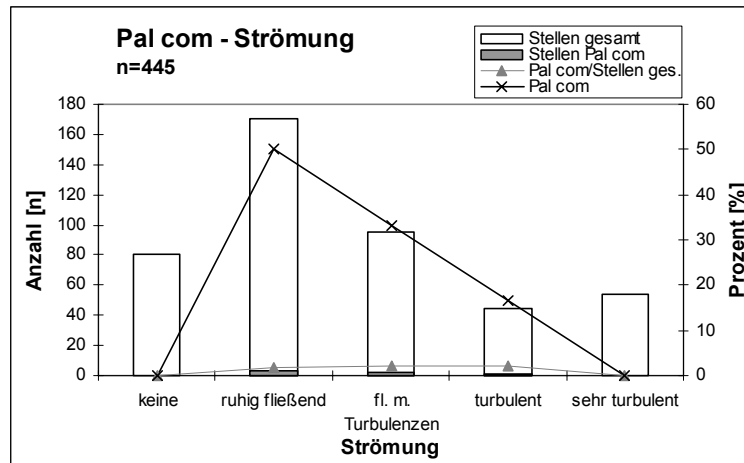


Abb. 86.: Verbreitung von *Palustriella commutata* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

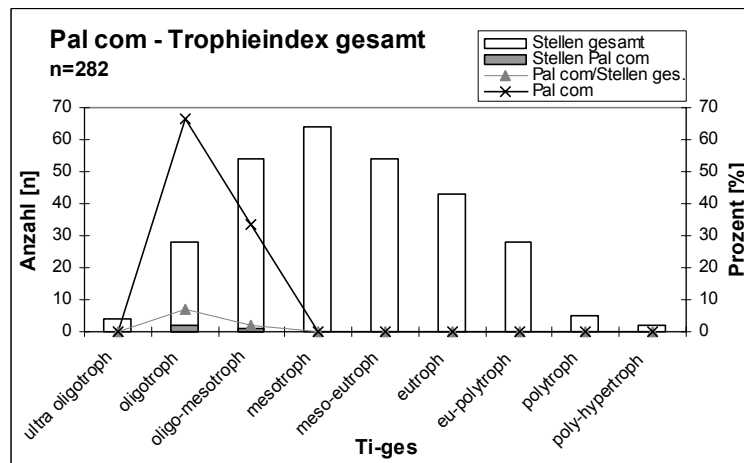


Abb. 87.: Verbreitung von *Palustriella commutata* in den einzelnen Trophiestufen.

Rhynchostegium riparioides

Das Moos *Rhynchostegium riparioides* wurde an insgesamt 133 der 458 untersuchten Fließgewässerabschnitte vorgefunden. Die Art stellt mit einem Vorkommen an 29 % aller Probestellen eines der häufigsten Moose dar und konnte als eine von wenigen Arten in allen Bioregionen angetroffen werden. In einigen Regionen ist der Anteil mit Stellen, an denen *Rhynchostegium riparioides* angetroffen wurde, relativ hoch. So liegt der relative Anteil in den Südalpen bei 70 %, gefolgt von der Bergrückenlandschaft und den Ausläufern der Zentralalpen mit 55 % und den Inneralpinen Becken mit 45 % (vgl. Abb. 88). Absolut gesehen konnten die meisten Funde dieser Art mit 26 Beobachtungen im Alpenvorland festgestellt werden. Hinsichtlich der Höhenlage wurde beobachtet, dass 85 % der Funde mit *Rhynchostegium riparioides* in einem Bereich zwischen 200 und 800 m liegen (Abb. 89). Unterhalb von 200 m konnten im Rahmen der Untersuchung nur

Einzelbeobachtungen gemacht werden, oberhalb von 1500 m gelang überhaupt kein Nachweis. Bei den untersuchten Fließgewässerabschnitten mit *Rhynchostegium riparioides* konnte ein breites Spektrum an Fließgeschwindigkeiten mit einem etwas vermehrten Vorkommen der Art im Bereich von 0,7 bis 2 m/s eruiert werden (Abb. 90). Auch die Strömungsverhältnisse reichen von ruhig fließend bis sehr turbulent, wobei an insgesamt 82% der Verbreitungsstellen ruhig fließende oder fließende Strömungsverhältnisse mit Turbulenzen angetroffen wurden (Abb. 91). Die Art weist innerhalb der Untersuchungsstellen eine breite Amplitude bezüglich Trophie auf (Abb. 92), wobei der Schwerpunkt der Verbreitung dieses Moores im Bereich eines oligo-mesotrophen bis eutrophen Zustandes festgestellt werden konnte. In diesem Bereich wurden 92 % aller Funde mit *Rhynchostegium riparioides* beobachtet.

Rhynchostegium riparioides stellt innerhalb der Untersuchungsstellen eine sehr ubiquistische Art dar. Die Verbreitung erfolgt unabhängig vom Untergrund und auch nur in geringer Abhängigkeit von allen weiteren Parametern. Etwas vermehrt wird die Art in mittleren Höhenlagen mit mittleren Fließgeschwindigkeiten und nicht zu starken Turbulenzen bei oligo-mesotrophen bis eutrophen Verhältnissen angetroffen.

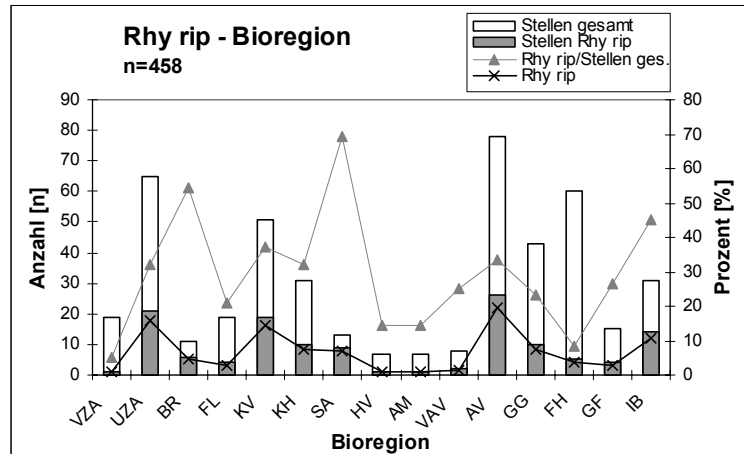
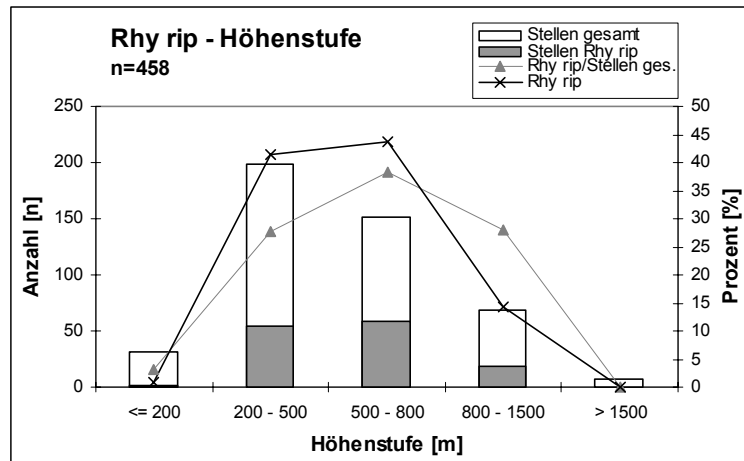
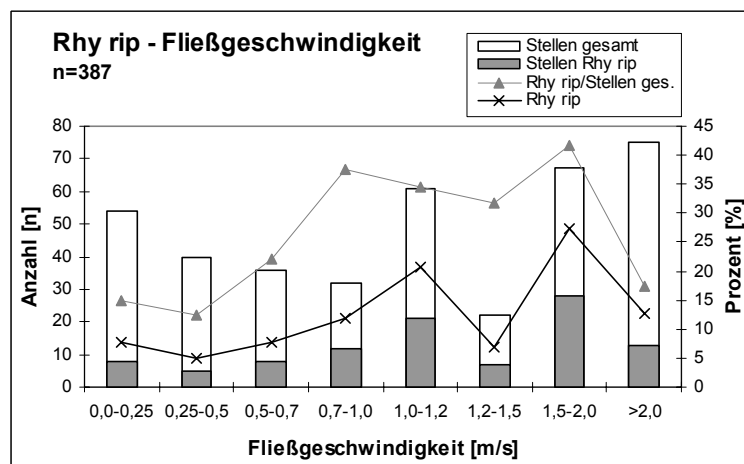
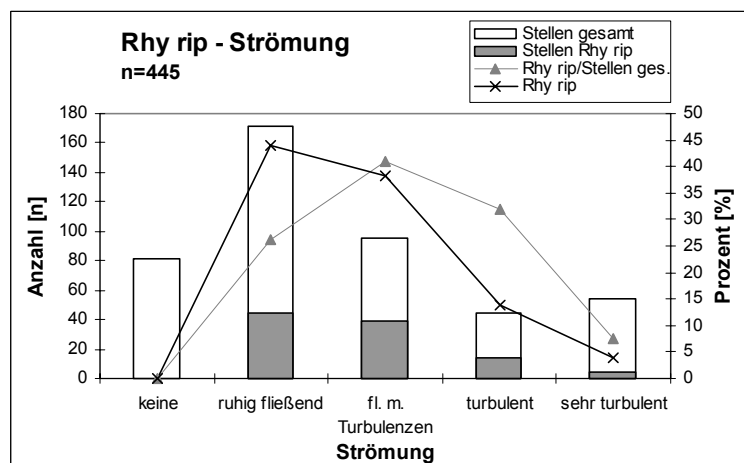


Abb. 88.: Verbreitung von *Rhynchostegium riparioides* in den einzelnen Bioregionen.

Abb. 89: Verbreitung von *Rhynchosstegium riparioides* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 90.: Verbreitung von *Rhynchosstegium riparioides* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 91.: Verbreitung von *Rhynchosstegium riparioides* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

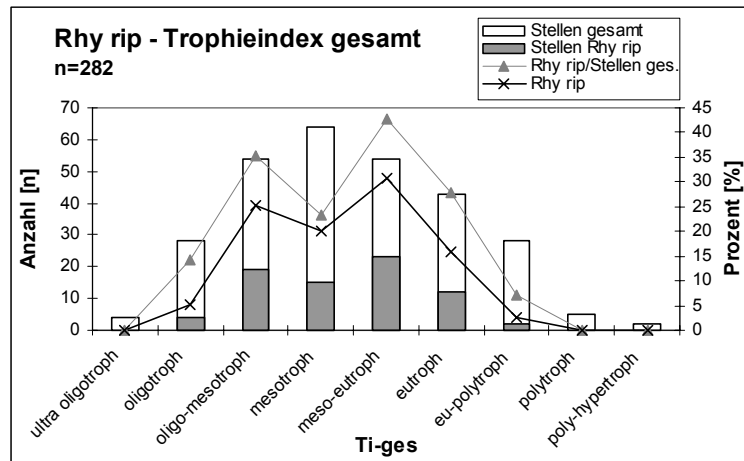
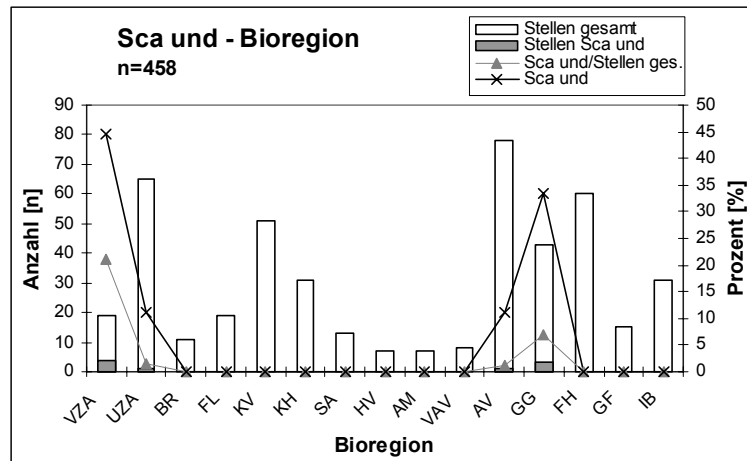
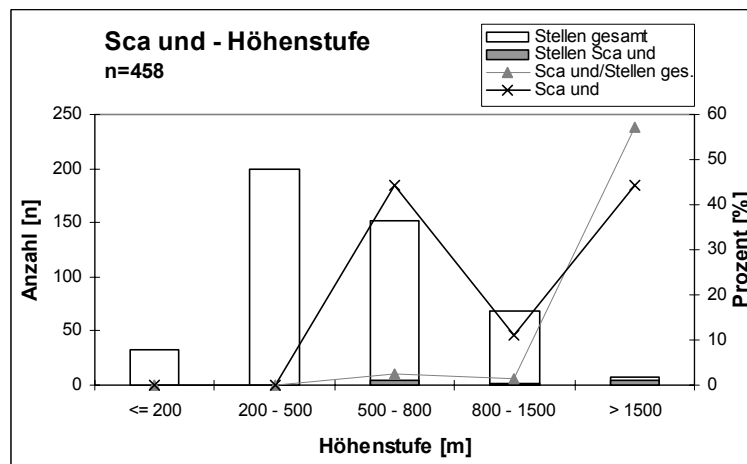
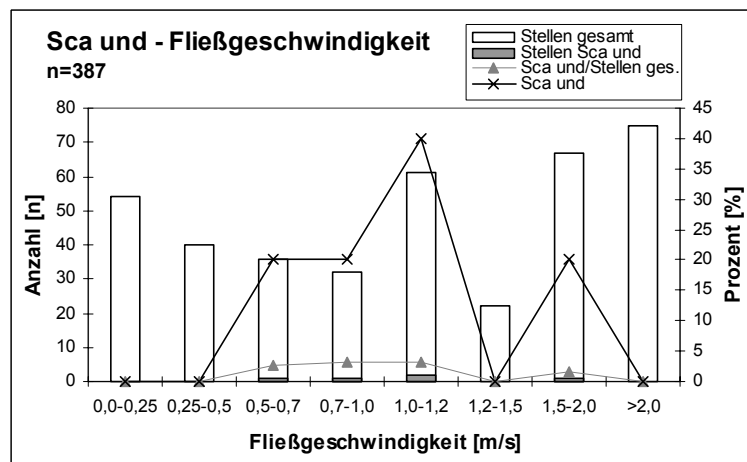


Abb. 92.: Verbreitung von *Rhynchostegium riparioides* in den einzelnen Trophiestufen.

Scapania undulata

Die Anzahl der untersuchten Fließgewässerstellen, an denen *Scapania undulata* vorgefunden wurde, liegt bei nur 9 Stellen. Bis auf eine Probestelle im Alpenvorland liegen alle Gewässerabschnitte im silikatischen Bereich. Es handelt sich dabei um die Vergletscherten Zentralalpen mit 44 %, das Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse mit 33 % und die Unvergletscherten Zentralalpen mit 11 % (vgl. Abb. 93). Das Moos konnte erst ab einer Höhenlage von 500 m vorgefunden werden und die Funde reichen bis über 1500 m hinauf (Abb. 94). Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit (Abb. 95) konnte keine eindeutige Zuordnung der Art festgestellt werden, lediglich in zu langsam als auch zu schnell fließenden Gewässerabschnitten wurde das Moos nicht nachgewiesen. Die Art konnte bevorzugt in Bereichen mit ruhig fließender Strömung oder in Gewässern mit leichten Turbulenzen angetroffen werden (Abb. 96). Der Schwerpunkt von *Scapania undulata* bezüglich Trophie konnte im ultra-oligotrophen bis oligotrophen Zustand aufgefunden werden. In Summe liegt der relative Anteil dieser beiden Trophiestufen bei 72 % aller Stellen, an denen die Art beobachtet wurde. Eine Ausnahme bilden 28 % der Stellen mit einem meso-eutrophen bis eutrophen Zustand (vgl. Abb. 97).

Scapania undulata stellt somit anhand der Verbreitung in den Untersuchungsstellen eine Art mit Vorliebe für silikatischen Untergrund, höhere Lagen und oligotrophe Verhältnisse dar. Fließgeschwindigkeit und Strömungsverhältnisse haben kaum Einfluss auf die Verbreitung dieser Art.

Abb. 93.: Verbreitung von *Scapania undulata* in den einzelnen Bioregionen.Abb. 94.: Verbreitung von *Scapania undulata* in den einzelnen Höhenstufen.Abb. 95.: Verbreitung von *Scapania undulata* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.

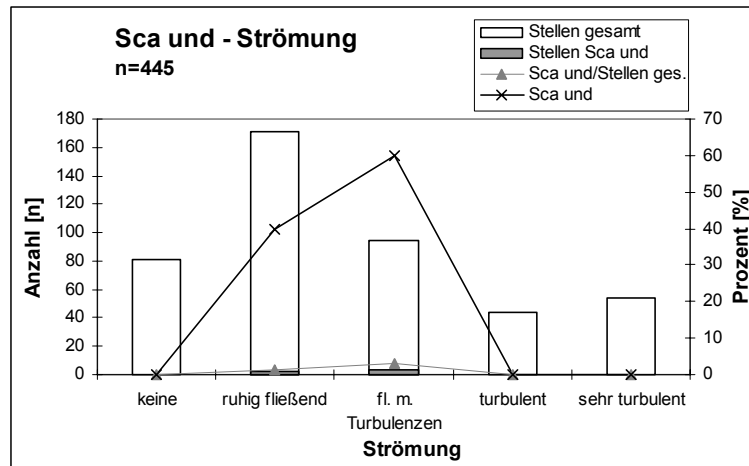


Abb. 96.: Verbreitung von *Scapania undulata* entsprechend den Strömungsverhältnissen.

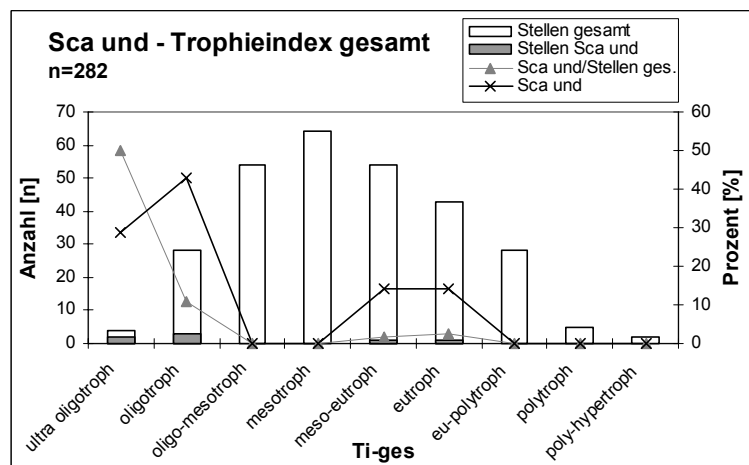


Abb. 97.: Verbreitung von *Scapania undulata* in den einzelnen Trophiestufen.

Schistidium rivulare

Schistidium rivulare nimmt mit einem Vorkommen an nur 6 Untersuchungsstellen einen relativ geringen Anteil der Moosvegetation aller untersuchten Fließgewässerabschnitte ein. Die Art konnte allerdings nur in den Vergletscherten und Unvergletscherten Zentralalpen und im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse vorgefunden werden (vgl. Abb. 98) und erscheint daher als charakteristisch für Gebiete mit silikatischem Untergrund. Des Weiteren konnte das Moos ab einer Höhenlage von 200 m, jedoch etwas vermehrt bis in Höhen von 1500 m angetroffen werden (Abb. 99). Alle Stellen, an denen das Moos vorgefunden wurde, weisen mit mehr als 2 m/s extrem hohe Fließgeschwindigkeiten auf (Abb. 100). Trotz der hohen Fließgeschwindigkeiten waren jedoch große Unterschiede in den Strömungsverhältnissen der einzelnen Gewässerabschnitte mit *Schistidium rivulare* erkennbar. Diese reichen von ruhig fließend bis sehr turbulent (Abb. 101). Hinsichtlich Trophie

konnten in den Untersuchungsstellen mit *Schistidium rivulare* oligotrophe bis mesotrophe Verhältnisse festgestellt werden (siehe Abb. 102).

Schistidium rivulare kann in den untersuchten Fließgewässerabschnitten als typische Art auf silikatischem Untergrund, mit sehr hohen Fließgeschwindigkeiten und oligo- bis mesotrophen Verhältnissen betrachtet werden. Größere Höhenlagen scheint die Art leicht zu bevorzugen. Indifferent erscheint das Moos hingegen gegenüber verschiedenen Strömungsverhältnissen.

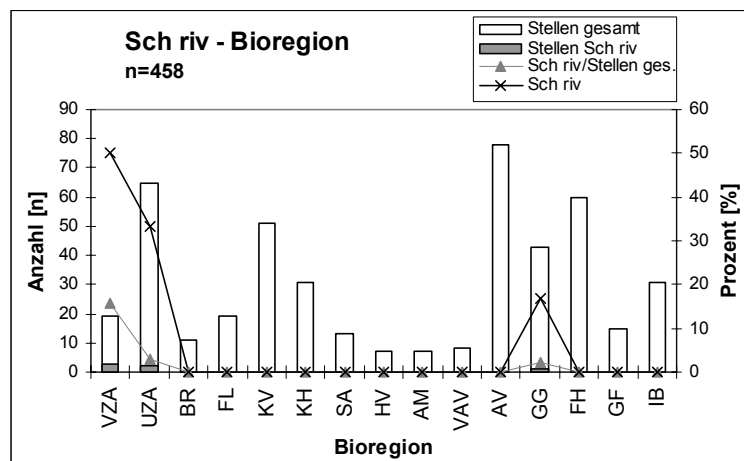


Abb. 98.: Verbreitung von *Schistidium rivulare* in den einzelnen Bioregionen.

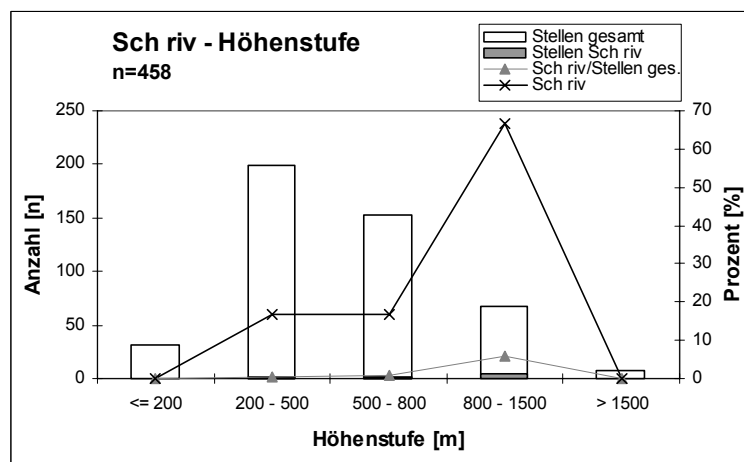
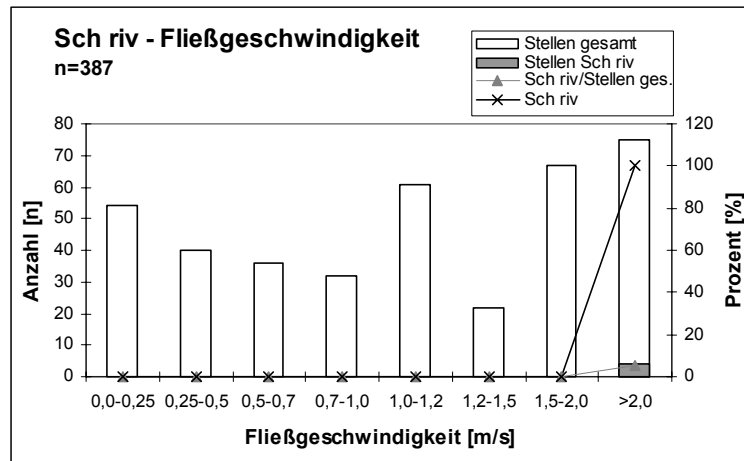
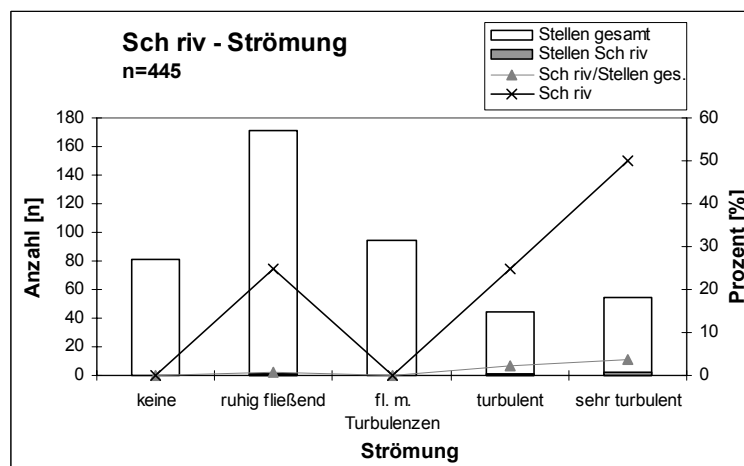
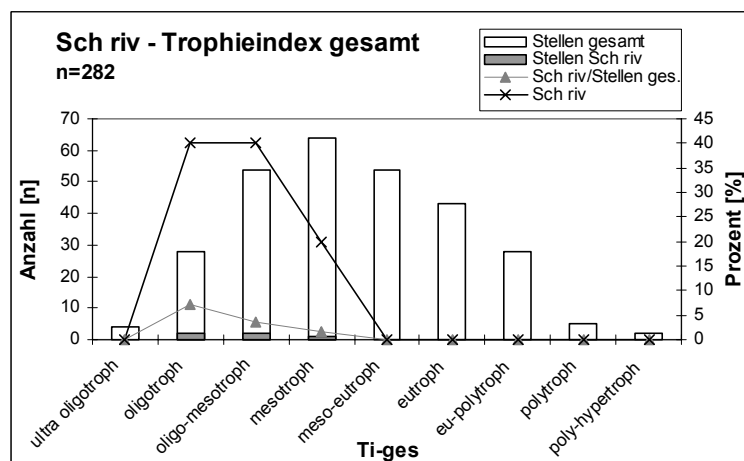


Abb. 99: Verbreitung von *Schistidium rivulare* in den einzelnen Höhenstufen.

Abb. 100.: Verbreitung von *Schistidium rivulare* entsprechend der Fließgeschwindigkeit.Abb. 101.: Verbreitung von *Schistidium rivulare* entsprechend den Strömungsverhältnissen.Abb. 102.: Verbreitung von *Schistidium rivulare* in den einzelnen Trophiestufen.

4.6 Typisierung der österreichischen Fließgewässer auf Basis der Gewässervegetation

Basierend auf der REFCOND Guidance soll die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie typspezifisch erfolgen. Der Vorschlag der WRRL zur Typisierung der Fließgewässer auf Basis der Ökoregionen und der Höhenlage erscheint aufgrund der Größe und Variabilität dieser Regionen, für ein regionales Management mit ökologischen Daten als zu wenig detailliert (MOOG et al. 2004). Um jedoch der Forderung eines typspezifischen Ansatzes gerecht zu werden, ist eine Typisierung der österreichischen Fließgewässer auch auf Basis der Makrophyten erforderlich. Ausgangspunkt stellte dabei die Bioregionskarte nach MOOG et al. (2001), basierend auf der Zusammensetzung des Makrozoobenthos in Österreich, dar. Darauf aufbauend sollte überprüft werden, inwieweit sich die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation darin abbildet, ob alle vorhandenen Bioregionen anhand der Gewässervegetation unterschieden werden können, oder ob eine weitere Differenzierung erforderlich ist.

Als Grundlage für die Typisierung wurde das vorhandene Artenspektrum von Fließgewässern im Referenzzustand herangezogen. Aufgrund der Annahme, dass sich auch geringfügig beeinträchtigte Gewässer in den unterschiedlichen Bioregionen anhand der Artenzusammensetzung voneinander unterscheiden lassen, wurden auch Probestellen mit ersten Anzeichen einer Degradation für die Typisierung berücksichtigt.

Probestellen, an denen schon im Zuge der Erhebungen deutliche Belastungen festgestellt werden konnten, oder Stellen, denen nachträglich aufgrund der chemisch-physikalischen Parameter Beeinträchtigungen zugewiesen werden konnten, wurden nicht in die Analyse miteinbezogen. Auch jene Probestellen, die bei den Qualitätskomponenten Phytobenthos oder Makrozoobenthos als “unbefriedigend” oder “schlecht” eingestuft wurden, sind in der Typisierung auf Basis der Gewässervegetation bewusst nicht berücksichtigt.

Differenzierung in Kalk- und Silikatgewässer

Der primäre Chemismus der Fließgewässer wird nach SCHÖNBORN (2003) durch die Geologie ihrer Einzugsgebiete bestimmt. Danach lassen sich Silikat- und Carbonatflüsse unterscheiden, deren Chemismus sich bereits vom anstehenden Gestein

ableiten lässt. Diese Unterscheidung stellt einen wesentlichen Faktor für die Verbreitung der einzelnen Arten dar. So lässt sich bei der Artenzusammensetzung von Moosen und Makrophyten generell eine scharfe Grenze zwischen Silikat- und Carbonatgewässern ziehen (ARTS 1990, ROBACH et al. 1996, SPRINGE et al 2006).

Die unterschiedliche Ausprägung des Chemismus der Gewässerabschnitte in verschiedenen Bioregionen konnte anhand der Analyse verschiedenster Parameter bestätigt werden. Speziell bei den Parametern Leitfähigkeit und Alkalinität konnte eine signifikante Unterscheidung zwischen den verschiedenen Bioregionsgruppen festgestellt werden.

Da sowohl Moose (FRAHM & FREY 1992, GRIMS 1999, NEBEL & PHILIPPI 2000 & 2001, KOHLER & TREMP 1996) als auch Characeen (vgl. z.B. KRAUSE 1997, PALL 1999) und Höhere Wasserpflanzen (vgl. z.B. ADLER 1994, ROTHMALER 2002, ELLENBERG 1996) hervorragende Zeigereigenschaften, speziell hinsichtlich ihrer Vorliebe für Silikatgewässer aufweisen, wurde als logische Folge daher in einem ersten Schritt überprüft, ob anhand der Makrophytenvegetation eine Aufteilung aller Untersuchungsstellen in Kalk- und Silikatgewässer möglich erscheint. Alle Einzelarten wurden entsprechend ihres Verbreitungsspektrums hinsichtlich Alkalinität analysiert. Als Grundlage dienten dabei die jeweiligen Alkalinitätswerte der einzelnen Fließgewässerabschnitte, an denen die jeweilige Art angetroffen wurde (vgl. Abb. 103).

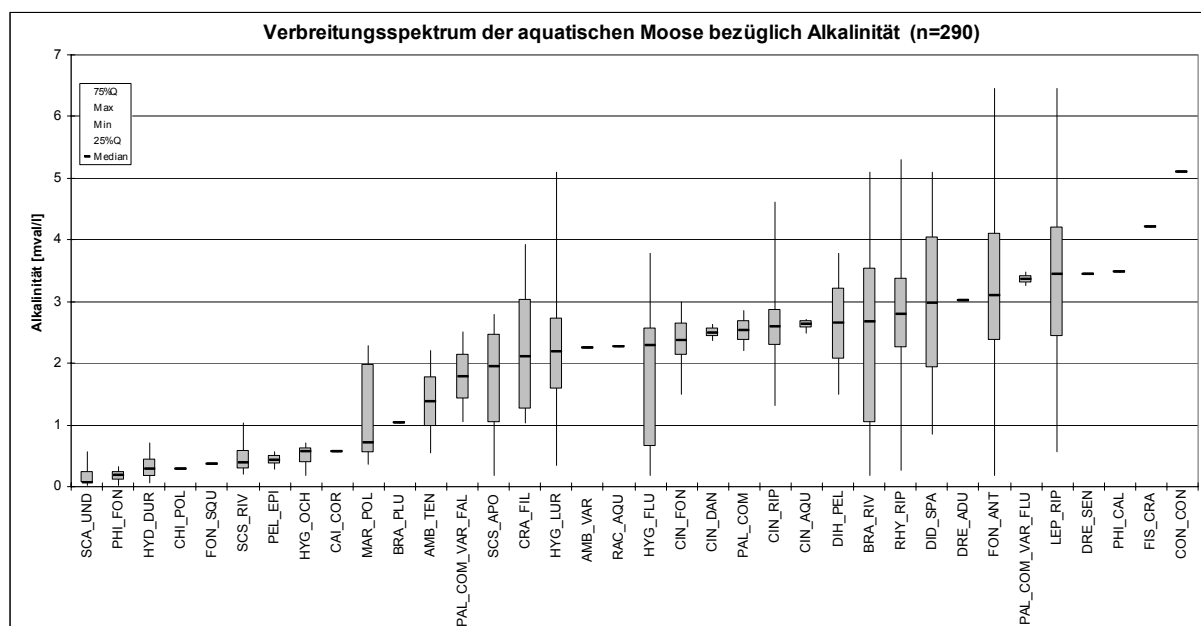


Abb. 103: Boxplot-Darstellung des Verbreitungsspektrums der einzelnen aquatischen Moose in Abhängigkeit von der Alkalinität (PALL & MOSER 2003, verändert).

Innerhalb der Untersuchungsstellen konnten bezüglich Alkalinität bei den verschiedenen aquatischen Moosen unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte festgestellt werden. So wurden speziell im Bereich niedriger Alkalinität einige Spezialisten unter den Moosen nachgewiesen. Hierzu zählen unter anderen die Arten *Scapania undulata*, *Chiloscyphus polyanthus*, *Hygrohypnum ochraceum* als auch *Pellia epiphylla*. Während bei vielen Arten wie z.B. *Hygrohypnum luridum*, *Brachythecium rivulare*, *Rhynchostegium riparioides*, *Fontinalis antipyretica* und *Amblystegium riparium* ein weites Spektrum hinsichtlich der Verbreitung in Abhängigkeit von der Alkalinität festgestellt werden konnte, wurden andere Arten wie z.B. *Palustriella commutata* wiederum höheren Alkalinitätswerten zugeordnet.

Die Ergebnisse des Verbreitungsspektrums der einzelnen Arten bezüglich Alkalinität wurden anschließend mit Informationen aus der Literatur abgeglichen. Aufgrund der oft nur geringen Anzahl an Funden bei einzelnen Arten sollte somit eine Verzerrung des tatsächlichen Verbreitungsspektrums vermieden werden und gleichzeitig die Plausibilität der Ergebnisse überprüft werden.

Basierend auf den unterschiedlichen Verbreitungsspektren konnten die Arten anschließend in "Kalkzeiger", "Silikatzeiger" und "Indifferente Arten" (Ubiquisten bezüglich Geochemie) unterschieden werden. Anschließend wurde anhand des Artenspektrums der einzelnen Fließgewässerabschnitte eine Vegetationstabelle erstellt. Die Sortierung der einzelnen Probestellen erfolgte dabei aufsteigend nach Anzahl an Silikatzeigern, Indifferenten Arten und Kalkzeigern. Ein Ausschnitt der Vegetationstabelle ist in Tab. 6 ersichtlich. Aufgrund der oft geringen Artenanzahl an Makrophyten in einer Probestelle wurden für die Typisierung der Fließgewässer alle Pflanzengruppen gemeinsam betrachtet.

Aufgrund der Vegetationstabelle konnten die Bioregionen Vergletscherte Zentralalpen (1), Unvergletscherte Zentralalpen (2), Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen (3), sowie das Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (12) von den untersuchten Gewässerabschnitten der übrigen Bioregionen differenziert werden.

Tab. 6: Ausschnitt Vegetationstabelle der untersuchten Probestellen (Einfärbung: orange – Silikatgewässer, blau – Kalkgewässer) sortiert nach Anzahl an Silikatzeigern, Indifferenten Arten und Kalkzeigern (PALL & MOSER 2003).

Stelle	Silikatzeiger	indifferente Arten	Kalkzeiger	Silikat	indifferent	Kalk	BIOREG
261Anger				4	0	0	12
411Rosan				2	0	0	2
402Timme				1	0	0	1
407Timme				1	0	0	1
418Ruetz				1	0	0	1
419Simmi				1	0	0	1
421Ruetz				1	0	0	1
443Mutte				1	0	0	1
447Kerra				1	0	0	1
450Simmi				1	0	0	1
451Mutte				1	0	0	1
459Ötztal				1	0	0	1
387Pitzb				1	1	0	1
437Lange				1	1	0	1
013Mähri				1	1	0	12
071Salza				1	1	0	2
139Steyr				1	1	0	11
405Zille				1	1	0	2
120Oster				2	2	0	12
063Tratt				1	2	0	2
081Leißn				1	2	0	2
148Pram				1	2	0	11
259Braun				1	2	0	12
341Thaya				1	2	0	12
375Pöls				1	2	0	2
366Fisch				1	2	0	13
018Thaya				1	2	0	12
116Große				5	3	0	12
154Litz				2	3	0	2
217Möll				1	3	0	2
257Zwett				1	3	0	12
049Enns				0	1	0	2
413Gulli				0	1	0	2
416Somme				0	1	0	6
427Lonka				0	1	0	2
438Mur				0	1	0	2
108Klein				0	7	0	12
306Pitte				0	5	0	13
182Große				0	6	0	12
270Wille				0	5	0	13
019Erlau				0	3	0	11
030Inn				0	2	0	5
248Seeba				0	3	2	15
256Haupt				0	0	2	13
264Werks				0	1	2	13
300Mürz				0	4	2	3
441Traun				0	3	2	11
278Limba				0	4	2	14
308Salza				0	5	2	5
319Salza				0	4	2	5
221Moosg				0	2	2	7
369Fürba				0	2	2	13
025Brunn				0	4	2	6
323Eisba				0	4	2	13
173Spier				0	7	3	10
291Seeba				0	5	3	5
373Türni				0	3	3	5
377Lassi				0	1	3	5
435Traun				0	3	3	5
057Seeac				0	0	3	5
089Atter				0	2	3	11
228Klein				0	4	5	15

Auftrennung der Kalk- und Silikatgewässer

Nach erfolgreicher Auftrennung in Silikat- und Kalkgewässer wurden die beiden Gruppen hinsichtlich der Möglichkeit weiterer Differenzierungen analysiert. Sowohl die Silikat- als auch die Carbonatgewässer wurden auf Basis der Artenzusammensetzung der Makrophytenvegetation einer Korrespondenzanalyse unterzogen.

Die Ergebnisse der Korrespondenzanalyse für die Silikatgewässer ist in Abb. 104 sowie für die Kalkgewässer in Abb. 105 ersichtlich. Die grauen Punkte stellen die Lage der einzelnen Gewässerabschnitte zueinander dar. Sie wurden bezüglich ihrer Zugehörigkeit zu den verschiedenen Regionen nicht farblich gekennzeichnet, da eine Überlappung der einzelnen Punkte möglich ist. Die Darstellung jener Probestellen, die auf Basis der Makrophytenvegetation zu einer Bioregion bzw. Bioregionsgruppe zusammengefasst werden konnten, wurde in Form von Schwerpunktwerten (Median) sowie deren Vertrauensbereichen (25 und 75 % Quantile) abgebildet.

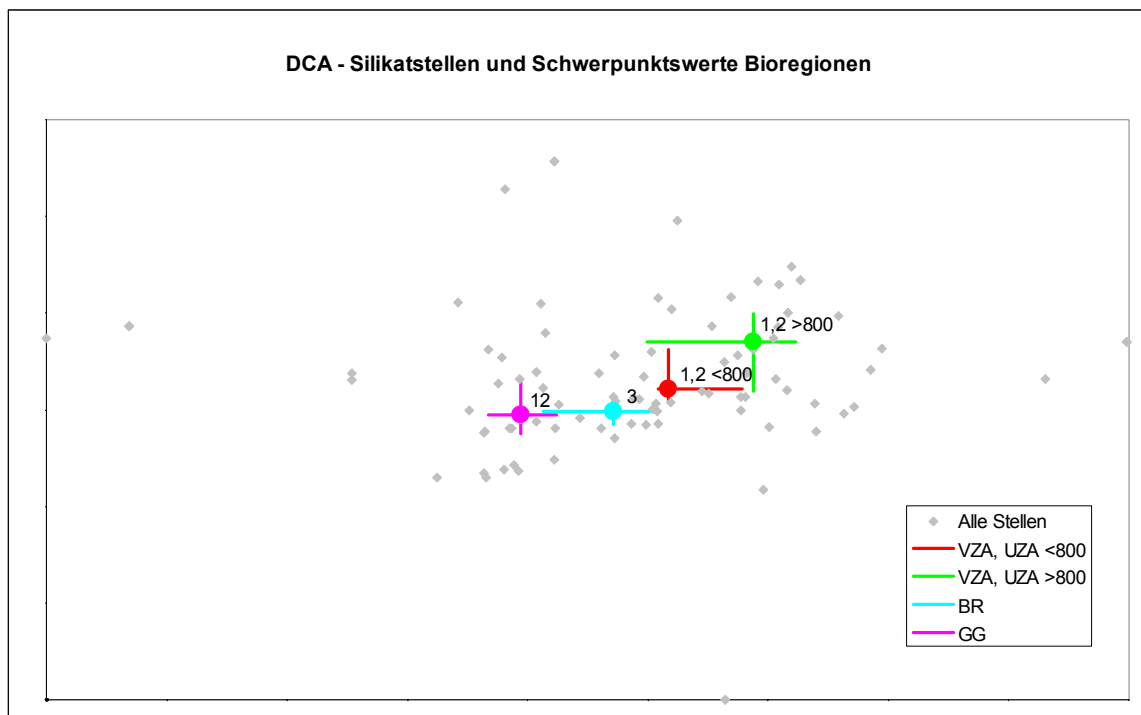


Abb. 104: Darstellung der Ordination der einzelnen Probestellen der Silikatgewässer sowie der Schwerpunktwerte der zusammengefassten Bioregionen basierend auf der Korrespondenzanalyse.

Die Abb. 104 zeigt die Ordination der wenig beeinträchtigten Aufnahmen aus den Silikatgebieten und die dazugehörigen Schwerpunktwerte mit Vertrauensbereich. In dieser Grafik sind bereits die einzelnen Bioregionen zu Bioregionsgruppen

zusammengefasst. Innerhalb der Vergletscherten und Unvergletscherten Zentralalpen konnte zusätzlich eine Unterscheidung aufgrund der Höhe festgestellt werden. Es lassen sich somit die Vergletscherten und Unvergletscherten Zentralalpen >800 m (Bioregion 1,2 >800) von den Vergletscherten und Unvergletscherten Zentralalpen <800 m (1,2 <800) unterscheiden. An Hand der Artenzusammensetzung der Makrophytenvegetation konnte des Weiteren eine Abtrennung der Bioregion Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen (3) vom Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse (12) durchgeführt werden.

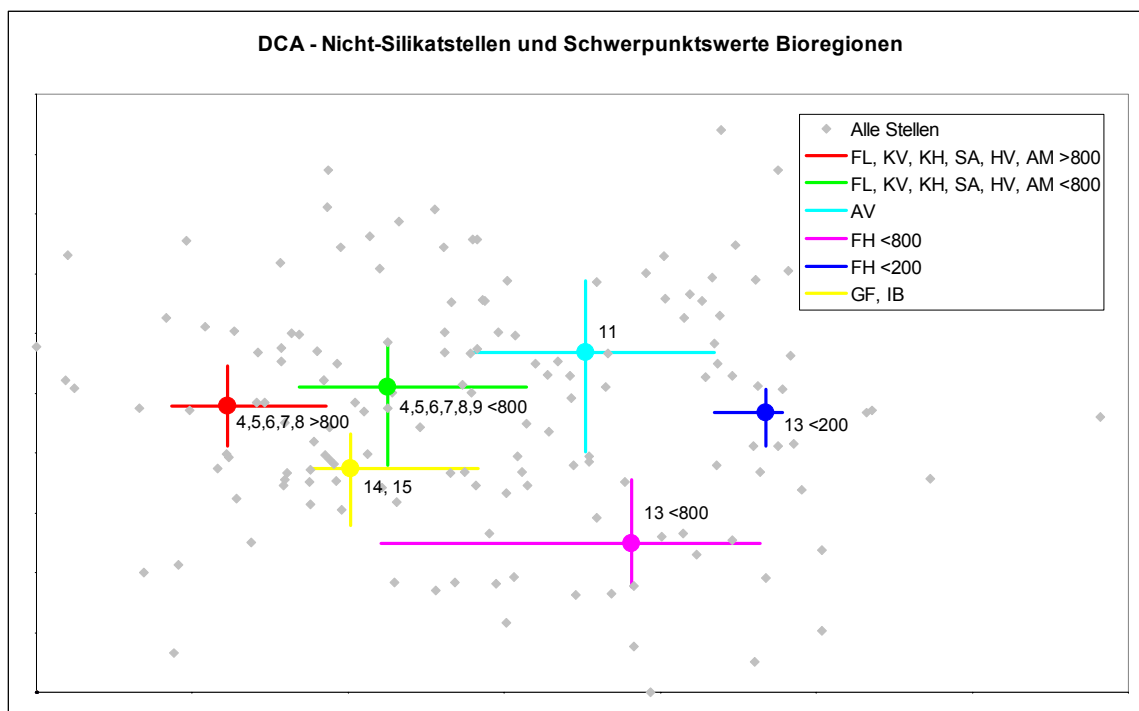


Abb. 105: Darstellung der Ordination der einzelnen Probestellen der Kalkgewässer sowie der Schwerpunktwerte der zusammengefassten Bioregionen basierend auf der Korrespondenzanalyse.

Eine Differenzierung der einzelnen Bioregionen in den Nicht-Silikatgebieten ist Abb. 105 zu entnehmen. Auf Basis der Makrophytenvegetation konnte demnach eine deutliche Abtrennung der Flach- und Hügelländer (13) festgestellt werden. Innerhalb dieser Bioregion konnte des Weiteren eine Aufspaltung aufgrund der Höhe in eine Gruppe FH <800 und FH <200 m beobachtet werden. Ebenfalls hinsichtlich der Höhe konnten hier die als Bioregionsgruppe zusammengefassten Bioregionen Flysch (4), Kalkvorpalen (5), Kalkhochalpen (6), Südalpen (7), Helvetikum (8) und Alpine Molasse (9) unterschieden werden. Aufgrund dieser Trennung ergeben sich somit die zwei Bioregionsgruppen FL,KV,KH,SA,HV >800 und FL,KV,KH,SA,HV,AM <800 m. In der Alpenen Molasse konnten keine Stellen mit Höhen über 800 m

vorgefunden werden. Diese Bioregion wurde deshalb der eben angeführten Bioregionsgruppe <800 m zugeordnet. Eine weitere Bioregionsgruppe konnte mit dem Grazer Feld (14) und den Inneralpinen Becken (15) unterschieden werden. Bioregion 11, das Bayerisch-Österreichische Alpenvorland konnte aufgrund der Korrespondenzanalyse als getrennte, keiner Gruppe zugehörenden Region ausgewiesen werden.

Fließgewässertypen entsprechend der Makrophytentypologie

Entsprechend der Artenzusammensetzung der Makrophytenvegetation der einzelnen Fließgewässerabschnitte konnten 12 Makrophytentypen (PALL & MAYERHOFER 2009) voneinander unterschieden werden.

Diese Makrophytentypen der österreichischen Fließgewässer wurden entsprechend Tab. 7 in folgende Gruppen unterteilt bzw. zusammengefasst.

Tab. 7: Makrophytentypen der österreichischen Fließgewässer inkl. Zuordnung zu Ökoregion, Bioregion und Höhenlage und Angabe des Kürzels (PALL & MAYERHOFER 2009).

MAKROPHYTENTYPOLOGIE	
Gewässer der Alpen – Silikat (Zentralalpen) > 800 m (ASh)	
Ökoregion 4	Bioregionen: Vergletscherte & Unvergletscherte Zentralalpen > 800 m
Gewässer der Alpen – Silikat (Zentralalpen) < 800 m (Ast) inkl. Gewässer der Alpen – Silikat (Ausläufer der Zentralalpen) > 800 m (Sonderstellung)	
Ökoregion 4	Bioregionen: Vergletscherte & Unvergletscherte Zentralalpen < 800 m & Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen > 800 m
Gewässer der Alpen – Silikat (Ausläufer der Zentralalpen) < 800 m (AZ) (Sonderstellung)	
Ökoregion 4	Bioregionen: Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen < 800 m
Gewässer der Alpen – Kalk (Kalkalpen) > 800 m (Akh)	
Ökoregion 4	Bioregionen: Flysch, Kalkvoralpen, Nördliche Kalkhochalpen, Südalpen & Helvetikum > 800 m

Fortsetzung Tab. 7: Makrophytentypen der österreichischen Fließgewässer inkl. Zuordnung zu Ökoregion, Bioregion und Höhenlage und Angabe des Kürzels (PALL & MAYERHOFER 2009).

MAKROPHYTENTYPOLOGIE	
Gewässer der Alpen – Kalk (Kalkalpen & Alpine Regionen im Rhein-Einzugsgebiet) < 800 m (AKt)	
Ökoregion 4	Bioregionen: Flysch, Kalkvoralpen, Nördliche Kalkhochalpen, Südalpen, Helvetikum & Alpine Molasse < 800 m
Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Silikat (Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse) > 800 m (MSh)	
Ökoregion 9	Bioregionen: Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse > 800 m
Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Silikat (Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse) < 800 m (MSt)	
Ökoregion 9	Bioregionen: Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse < 800 m
Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Kalk (Alpenvorland) < 800 m (MKt)	
Ökoregion 9	Bioregionen: Schweizerisch-Vorarlberger Alpenvorland & Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland < 800 m
Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Kalk (Alpenvorland) < 800 m (MKt)	
Ökoregion 9	Bioregionen: Schweizerisch-Vorarlberger Alpenvorland & Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland < 800 m
Gewässer der Ungarischen Tiefebene 200 bis 800 m (UTH)	
Ökoregion 11	Bioregion: Östliche Flach- und Hügelländer 200 bis 800 m
Gewässer der Ungarischen Tiefebene < 200 m (UTt)	
Ökoregion 11	Bioregion: Östliche Flach- und Hügelländer < 200 m
Gewässer des Dinarischen Westbalkans < 800 m (DW)	
Ökoregion 5	Bioregionen: Grazer Feld und Grabenland & Gewässer der südlichen inneralpinen Becken < 800 m
Große Flüsse: Donau, Drau, Enns, Inn, March / Thaya, Mur, Rhein, Salzach, Traun	

In der nachfolgenden Grafik (Abb. 106) wurde die Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer basierend auf den Ökoregionen nach ILLIES (1978) und den Fließgewässer-Bioregionen Österreichs (MOOG et al. 2001) ohne Berücksichtigung der Unterteilung nach Höhenlage dargestellt.

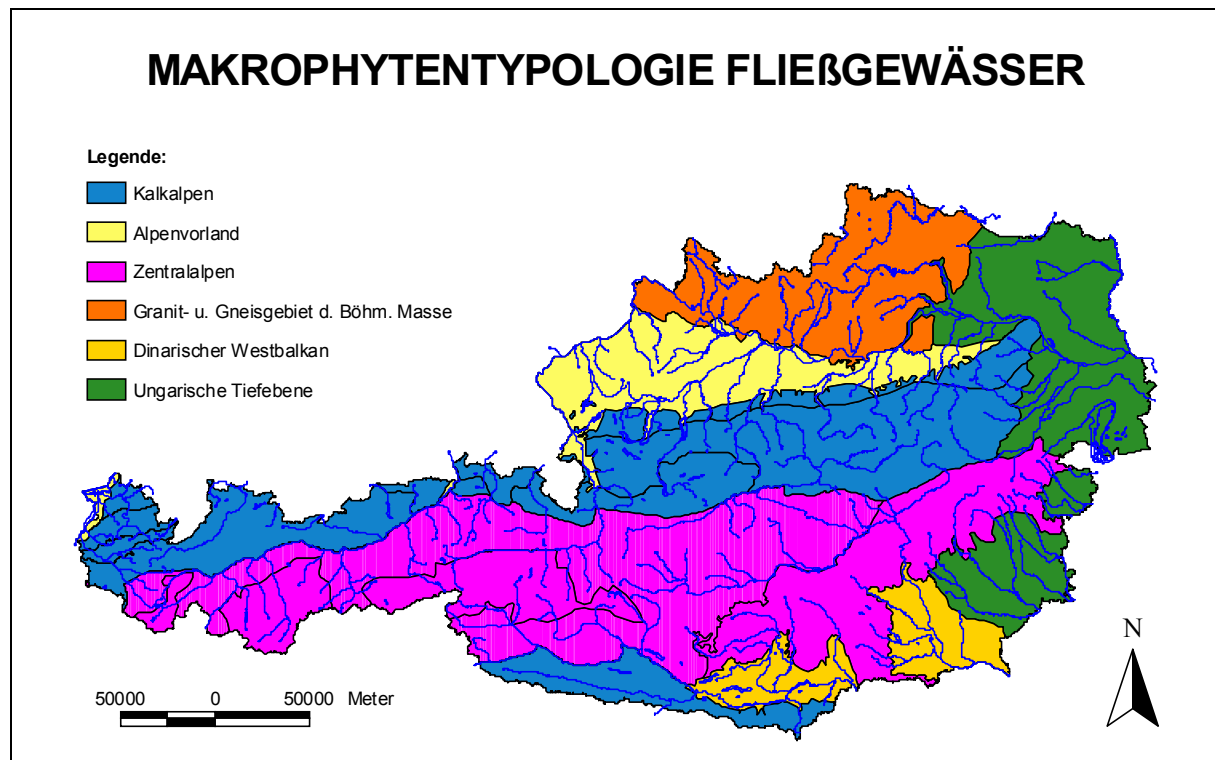


Abb. 106: Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer (PALL & MAYERHOFER 2009) ohne Berücksichtigung der Höhenlage basierend auf den Ökoregionen nach ILLIES (1978) und den Fließgewässer-Bioregionen Österreichs (MOOG et al. 2001).

5 DISKUSSION

Im Zuge der Erhebungen der Makrophytenvegetation für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich, konnte ein bedeutender Anteil der Moosflora an der Gesamtvegetation der 458 untersuchten Fließgewässerabschnitte festgestellt werden. Aus einer Vielzahl von erhobenen Moosen konnten insgesamt 46 verschiedene Arten als aquatisch eingestuft werden. Im nun folgenden Kapitel soll einerseits die Bedeutung der aquatischen Moose innerhalb der Makrophytenvegetation und somit die Notwendigkeit der Integration dieser Pflanzengruppe in das Bewertungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie und andererseits – als zentraler Punkt – das Verbreitungsspektrum, die ökologischen Ansprüche und die Eignung der Einzelarten als Indikatorpflanzen basierend auf den Ergebnissen der Untersuchung, überprüft und kritisch hinterfragt werden. Neben der Typisierung der österreichischen Fließgewässer auf Basis der Makrophyten soll anhand der Ergebnisse eine Integration der Moose in das Bewertungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt werden.

5.1 Verbreitung und Bedeutung der Moose innerhalb der Makrophytenvegetation

Verbreitung innerhalb Österreichs

Auf Basis der durchgeführten Erhebungen der aquatischen Vegetation konnte gezeigt werden, dass die Moosvegetation einen bedeutenden Anteil an der Makrophytenvegetation an Österreichs Fließgewässern einnimmt. Von insgesamt 458 untersuchten Gewässerabschnitten konnten an 330 Probestellen (Abb. 6), das entspricht einem Anteil von 72 % (vgl. Abb. 11), aquatische Moose vorgefunden werden, während Höhere Pflanzen und Characeen an nur 216 Probestellen, also 47 %, beobachtet werden konnten (Abb. 8). Fasst man allerdings alle Pflanzengruppen zusammen, so ergibt sich ein Anteil von 94 % mit Pflanzenbewuchs. An 430 der 458 untersuchten Gewässerabschnitte konnte somit ein Bewuchs mit Moosen, Characeen, Farnen oder Höheren Pflanzen angetroffen werden (Abb. 10). Lediglich an 28 Probestellen konnte keine Vegetation vorgefunden werden.

Innerhalb der Makrophytenverbreitung Österreichs ist ein deutliches Ost-Westgefälle feststellbar. Während die Vegetation der Osthälfte vermehrt durch Höhere Pflanzen

geprägt wird, konnten in der Westhälfte Österreichs vorwiegend Moose als dominante Vegetation festgestellt werden. Dies spiegelt sich auch in der Dominanz der aquatischen Moose in den alpinen Regionen wieder (Abb. 13), welche auch von GEISSLER (1976) bestätigt wird. Während innerhalb der Probestellen, besonders in den Bioregionen Vergletscherte Zentralalpen, Helvetikum, Unvergletscherte Zentralalpen, Kalkhochalpen und Alpine Molasse, die Moosvegetation die vorherrschende Vegetation darstellt, konnte in den Östlichen Flach- und Hügelländern ein vermehrtes Aufkommen an Höheren Pflanzen beobachtet werden. Auch ABOU-HAMADAN et al. (2005) beschreibt in diesem Zusammenhang die Dominanz von Höheren Pflanzen an weiter flussabwärts gelegenen Gewässerabschnitten.

Die Erhebung der Moosvegetation ist somit ein entscheidender Faktor bei der Bewertung der Fließgewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Erst die Berücksichtigung der Moose ermöglicht eine flächige Abdeckung der Makrophytenvegetation der Fließgewässer Österreichs.

Verbreitung in Abhängigkeit von verschiedenen abiotischen Parametern

Die Verteilung der Makrophytenvegetation selbst steht in engem Zusammenhang mit verschiedensten biotischen und abiotischen Parametern (GUNKEL 1994). So zeigt das Vorkommen einer Pflanzenart aufgrund ihrer Lebensansprüche das Vorhandensein der für die Art erforderlichen Standortfaktoren (FRAHM 1998). Zu den wichtigsten Einflussgrößen gehören gemäß SZOSZKIEWICZ et al. (2006) Nährstoffkonzentration, Fließgeschwindigkeit, hydrologische Bedingungen, Substrat, pH-Wert, Kalkgehalt, Beschattung und anthropogene Eingriffe. Aber auch die Höhe stellt einen wesentlichen Faktor für die Artenzusammensetzung der Gewässervegetation dar (WILLIAMS et al. 2003).

Höhenlage

Speziell der Parameter Höhenlage stellt einen entscheidenden Faktor für die Ausprägung der Vegetation generell, aber auch entlang von Fließgewässern dar.

„Die vertikale Änderung einzelner Klimaelemente, wie Temperatur, Niederschlag, Luftfeuchte, Windrichtung und –stärke, Bewölkung und Sonnenscheindauer, vor allem aber die verschiedene relative Dauer von Sommer (genauer:

Vegetationsperiode) und Winter (bzw. Vegetationsruhe) führt zu einer deutlichen Änderung der Vegetation mit zunehmender Höhenlage.“ (ADLER et al. 1994, S.128)

Innerhalb der Untersuchungsstellen konnte in diesem Zusammenhang mit abnehmender Höhenlage eine Verschiebung der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation von einer reinen Moosvegetation hin zur Dominanz von Höheren Pflanzen beobachtet werden.

Während oberhalb von 1600 m ausschließlich Moose vorgefunden wurden, so konnte auch zwischen 800 und 1600 m eine, fast ausschließlich durch Moose dominierte, Makrophytenvegetation angetroffen werden (Abb. 14). Die alpinen Fließwassergesellschaften können somit mehrheitlich durch das Vorkommen von Moosdecken – als durch Blütenpflanzen – charakterisiert werden (GEISLER 1976, SZOSZKIEWICZ et al. 2006). Ebenso sind laut FRAHM (1998) die Oberläufe der Bäche in den Mittelgebirgen durch eine hohe Diversität an Moosen und nur durch geringe Artenanzahlen an Höheren Pflanzen gekennzeichnet.

Im Gegensatz dazu konnten an Probestellen unterhalb von 200 m hauptsächlich Höhere Pflanzen vorgefunden werden. Auch TREMP & KOHLER (1995) beschreiben die Gewässer der niederen Lagen mit einer artenreichen und stark differenzierten Vegetation an Höheren Pflanzen. O'HARE et al. (2006) weist diesbezüglich einigen Höheren Pflanzen wie z.B. *Potamogeton crispus*, *Sparganium emersum* und *Elodea canadensis* nicht nur einen indikativen Zeigerwert für belastete Bereiche sondern auch für ein dezidiertes Vorkommen an Gewässerabschnitten im Flachland zu.

Im Bereich zwischen 200 und 800 m wurden innerhalb der Probestellen beide Pflanzengruppen in einem relativ ausgewogenen Verhältnis, mit einem leicht vermehrten Vorkommen von Moosen, entlang der untersuchten Fließgewässer angetroffen.

Zusammengefasst zeigt sich, dass kleinere Alpenflüsse, flussaufwärts gelegene Gewässerabschnitte in höheren Lagen, sowie die Oberläufe der Bäche, von Moosen dominiert werden, während die flussabwärts gelegenen Fließgewässer mit zunehmender Gewässergröße und in tieferen Lagen durch ein vermehrtes Vorkommen von Höheren Pflanzen gekennzeichnet sind (ABOU-HAMADAN et al. 2005, BAATTRUP-PEDERSON et al. 2006).

Strömung

Neben der Höhenlage stellen auch die Strömung sowie die Dynamik der Wasserstandsschwankungen wichtige Parameter für die Verbreitung der aquatischen Vegetation dar (GUNKEL 1994). Auch innerhalb der Probestellen konnte ein starker Zusammenhang zwischen den Strömungsverhältnissen und der Verteilung der Makrophytenvegetation festgestellt werden.

An 80 % der untersuchten Gewässerabschnitte mit sehr turbulenten Strömungsbedingungen konnten die Moose als dominante Vegetation dokumentiert werden (Abb. 15). In dynamischen Fließgewässern führen die erzeugten Kräfte zum Transport von Geröll und Geschiebe entlang der Gewässersohle bzw. zum Transport von im Wasser suspendierten Feinpartikeln (JUNGWIRTH et al. 2003). Der Sedimenttransport steht dabei in starker Abhängigkeit von der Erosionskapazität des jeweiligen Abflusses (BATALLA & VERICAT 2009). Laut TREMP (1999) und TREMP & KOHLER (1995) verhindern besonders in Gebirgsbächen diese extrem dynamischen Abflussbedingungen samt den damit verbundenen Substratumlagerungen sowie den hohen physikalischen Störungen die Entwicklung einer Makrophytenvegetation mit Gefäßpflanzen. Die Parameter Strömung und Geschiebe stellen somit in stark hydrodynamischen Gewässern einen limitierenden Faktor für Höhere Pflanzen dar (PINTO et al. 2006, BAUERECKER 1999).

Moose sind hingegen an Extremstandorten mit hohem hydrostatischem Druck oder starkem Gefälle weitaus weniger empfindlich (ARTS 1990). Mit Hilfe von keimenden zurückbleibenden Zellen, Stielen und Wurzelteilen können Moose dem Zerkleinerungseffekt besser Widerstand leisten (TREMP & KOHLER 1993). Diese Adaption erlaubt es Moosen auch in hoch dynamischen, sich ständig ändernden aquatischen Umgebungen vorzukommen (TREMP 1999). Im Falle der Zerstörung durch dynamische Ereignisse können Moose außerdem aus Bereichen mit amphibischem Bewuchs ursprünglich submerse Lebensräume wiederbesiedeln (TREMP 1999). Dies verdeutlicht den Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Pflanzengruppen.

Aber auch aufgrund der Abhängigkeit von gasförmiger Zufuhr von CO₂ (FRAHM 2001) sind Moose bevorzugt an Gewässerabschnitten mit turbulenter Strömung anzutreffen, denn der Anteil an gelöstem CO₂ ist in oligotrophen Fließgewässern mit rascher Wasserbewegung und geringer Wassertiefe (SCHWOERBEL 1993) wesentlich höher als in eutrophen und stehenden Gewässern. Fließgewässer mit raschen

Strömungsverhältnissen und dynamischen Abflussbedingungen stellen somit klassische Lebensräume für aquatische Moose dar und bieten kaum geeignete Lebensbedingungen für ein Aufkommen von Höheren Pflanzen. Zu den charakteristischen Fließgewässern dieses Typs gehören vor allem steile, strukturreiche Oberläufe, bei denen es sich laut JUNGWIRTH et al. (2003) um grundsätzlich "raue" und sehr turbulente Gewässer handelt.

Erst bei ruhig fließenden bis fließenden Strömungsverhältnissen mit Turbulenzen konnte innerhalb der Untersuchungsstellen eine Gleichverteilung der beiden Pflanzengruppen Moose und Höhere Pflanzen beobachtet werden.

Bei fehlender Strömung bis hin zu ruhig fließenden Verhältnissen konnte jedoch ein deutlicher Rückgang der Moosvegetation zugunsten der Höheren Pflanzen erfasst werden. Der Anteil an Probestellen mit Höheren Pflanzen liegt bei diesen Strömungsverhältnissen bei mehr als 80 %. In diesen langsam strömenden Bereichen weisen Höhere Pflanzen und Characeen aufgrund der geringen Verfügbarkeit von gelöstem CO_2 und der Möglichkeit HCO_3^- aus dem Wasser zu nutzen (PORLEY & HODGETTS 2005) einen eindeutigen Konkurrenzvorteil gegenüber der Moosvegetation auf. Weniger Turbulenzen aufgrund geringerer Rauheit sind im Allgemeinen besonders in wasserreichen, tiefen und weniger steilen Bereichen der Unterläufe der Gewässer zu finden (JUNGWIRTH et al. 2003).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Moose bevorzugt an Gewässern mit turbulenten Strömungsverhältnissen anzutreffen sind und unter diesen Bedingungen auch die dominante Vegetation darstellen. Höheren Pflanzen fehlen hingegen bei diesen Strömungsverhältnissen geeignete Lebensbedingungen und sie sind daher vermehrt an ruhiger strömenden Gewässern anzutreffen, wo sie auch die dominante Vegetation ausbilden.

Fließgeschwindigkeit

Die Verteilung der Makrophytenvegetation basierend auf den der vorherrschenden Fließgeschwindigkeiten verdeutlicht (Abb. 16), dass es sich dabei um einen wesentlichen Parameter sowohl für die Verbreitung als auch für die Zusammensetzung der Vegetation handelt (vgl. BREUGNOT et al. 2008).

In sehr vielen Fällen korrelieren bei den Standorteigenschaften der untersuchten Gewässerabschnitte hohe Fließgeschwindigkeiten mit turbulenten Strömungs-

verhältnissen, daher sind diese beiden Parameter nur schwer voneinander abzutrennen. Obwohl rasche Fließgeschwindigkeiten oft Voraussetzung für turbulente Strömungsverhältnisse in Fließgewässern darstellen, bedingen turbulenterer Strömungsverhältnisse jedoch nicht unbedingt auch schnellere Fließgeschwindigkeiten. Turbulente, auf den ersten Blick rasch fließende Oberläufe können daher auch laut JUNGWIRTH et al. (2003) langsamer fließen als große, tiefe und ruhig bzw. weniger turbulent fließende Tieflandflüsse (vgl. LAMPERT & SOMMER 1999). Besonders in den Unterläufen der Gewässer steigt trotz eines geringeren Gefälles aufgrund der zunehmenden Abflussmenge, der steigenden Gewässertiefe und der herabgesetzten Reibung durch reduzierte Korngrößen die Fließgeschwindigkeit (STATZNER et al. 1988).

Neben der Dominanz von Moosen entlang von Gewässerabschnitten mit turbulenten Strömungsbedingungen, stellt die Moosflora auch an Fließgewässern mit raschen Fließgeschwindigkeiten die dominante Vegetation dar. So liegt der Anteil der Moosflora innerhalb der Untersuchungsstellen mit Fließgeschwindigkeiten > 2 m/s bei 84 % der Gesamtvegetation. Diese Dominanz lässt sich einerseits mit dem erhöhten Vorkommen der Moose im alpinen Raum, in dem rasche Fließgeschwindigkeiten aufgrund des großen Gefälles vorliegen, und andererseits mit dem häufigen Auftreten entlang der Verbauungen großer Tieflandflüsse, begründen (vgl. FRAHM 1998).

Das vermehrte Vorkommen von Moosen tritt, aufgrund deren geringerer Empfindlichkeit gegenüber raschen Fließgeschwindigkeiten (vgl. ARTS 1990), bei Geschwindigkeiten von > 1 m/s auf. Erst bei Fließgeschwindigkeiten < 1 m/s ist der Anteil an Höheren Pflanzen und Moosen relativ ausgeglichen. In langsam fließenden Gewässerabschnitten mit weniger als 0,5 m/s dominieren hingegen die Höheren Pflanzen mit einem Anteil von 63 %. Unter diesen Bedingungen fehlt der Moosvegetation die meist nötige Fließgeschwindigkeit für ausreichend turbulente Strömungsbedingungen.

Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit zeigt sich somit bei der Auftrennung der verschiedenen Pflanzengruppen innerhalb der Makrophytenvegetation ein ähnliches Bild wie bei der Verteilung der Makrophyten anhand der Strömungsverhältnisse. Während Höhere Pflanzen die dominante Vegetation an Fließgewässern mit langsamen Fließgeschwindigkeiten darstellen, bildet die Moosflora die

vorherrschende Vegetation an Gewässern mit vorwiegend raschen Fließgeschwindigkeiten.

Substrat

Naturgemäß stellt auch das Substrat – also der direkte Untergrund auf dem die Makrophyten wachsen – einen wesentlichen Faktor für die Verbreitung der Vegetation dar, wie auch SZOSZKIEWICZ et al. (2006) und KUHAR et al. (2007) beschreiben. Innerhalb der beprobten Fließgewässerabschnitte konnte diesbezüglich ein weites Spektrum an unterschiedlichen Substraten mit einem Bewuchs an aquatischen Pflanzen vorgefunden werden. Bei der Ausbildung des Untergrundes konnten ausgehend von Hartsubstraten, wie Beton und Blockwurf, über Mesolithal bis hin zu Weichsedimenten wie Psammal und Kalkschlamm, alle Korngrößen über die Probestellen verteilt beobachtet werden. Hinsichtlich der Verteilung der Pflanzengruppen über alle Korngrößen hinweg, konnten jedoch unterschiedliche Verbreitungsmuster festgestellt werden (Abb. 17).

Moose stellen entlang der untersuchten Gewässerabschnitte die dominante Vegetation in Bereichen mit Hartsubstraten dar. In Probestellen an denen als Substrat vorwiegend Blockwurf, Magalithal und Makrolithal vorgefunden wurde, liegt der relative Anteil der Moosvegetation bei ca. 70 %. An hart verbauten Gewässern mit Beton konnten die Moose sogar als einzige Pflanzengruppe erfasst werden. Auch NEBEL & PHILIPPI (2000) beschreiben die Notwendigkeit von Blöcken oder größeren Steinen, an deren Stelle auch Ufermauern oder Brückenpfeiler treten können, als Substrat für Wassermoose.

Im Gegensatz dazu konnte ein vermehrtes Vorkommen von Höheren Wasserpflanzen mit zunehmender Weichheit des Substrates festgestellt werden. So konnten z.B. auf Kalkschlamm ausschließlich Höhere Pflanzen beobachtet werden. Diesbezüglich halten auch NEBEL & PHILIPPI (2000) fest, dass sandiges und schluffiges Substrat keinen geeigneten Standort für Moose an Fließgewässern darstellen und eine Zunahme des Feinsediments gleichzeitig einen Rückgang dieser Pflanzengruppe bewirkt (O'HARE et al. 2006). So stellen auch auf anderen Weichsubstraten innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte die Moose gegenüber den Höheren Pflanzen die Minderheit dar.

Es kann somit festgehalten werden, dass Höhere Pflanzen entlang von Tieflandflüssen mit feineren Sedimenten ein vermehrtes Vorkommen aufweisen

(ABOU-HAMADAN et al. 2005), während Moose besonders in Gewässern des Tieflandes mit zunehmender Homogenität der Wassertiefe und abnehmender Substratgröße einen deutlichen Rückgang in der Abundanz aufweisen (O'HARE et al. 2006). Ausnahmen stellen hier die Ufer der Tieflandströme dar (FRAHM 1998), die aufgrund starker Uferverbauungen geeignete Substrate für einen Bewuchs mit Moosen ermöglichen. Wie auch SCHWOERBEL (1993) bestätigt, stellt somit die Moosflora die dominante Vegetation auf Hartsubstraten dar, während mit zunehmender Weichheit des Substrates auch eine Verschiebung der Vegetation zu Höheren Pflanzen beobachtet werden kann.

Wechselwirkung der abiotischen Parameter

Da es sich bei Fließgewässern um offene, dynamisch-komplexe Systeme handelt (MEHL & THIELE 1998), sind die einzelnen Faktoren einem sich gegenseitig bedingenden Wandel unterlegen. Aufgrund der besonders starken Wechselwirkungen der abiotischen Faktoren untereinander und ihrer Bedeutung hinsichtlich der Verbreitung der Moosvegetation innerhalb der Makrophytenvegetation, ist eine kurze zusammenfassende Betrachtung erforderlich.

Bei Betrachtung der Ausbildung der aquatischen Vegetation im Zusammenhang mit den abiotischen Parametern zeigt sich, dass die hydraulischen Bedingungen eines Gewässers in engem Zusammenhang mit der Höhenlage und auch der Substratbeschaffenheit stehen und nur schwer voneinander zu trennen sind. Wie auch schon LAMPERT & SOMMER (1999) beschreiben, entscheidet die Strömung über die Bodenbeschaffenheit und damit über die Besiedelung mit Organismen. Mit zunehmender Strömung nimmt die Schleppkraft zu und damit auch die Größe der Partikel, die wegtransportiert werden. In schnell fließendem Wasser besteht der Untergrund daher vorwiegend aus groben Steinen, während sich in eher stillen Gewässern Sand und Schlick ansammeln (vgl. HARVEY et al. 2008). Auch Makrophyten selbst können aufgrund von verursachten Strömungsveränderungen zu einer Änderung der Sedimentverteilung führen (BAUERECKER 1999).

Abb. 107 verdeutlicht die Abhängigkeit der Korngrößen innerhalb eines Gewässers im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Fließgewässertypen.

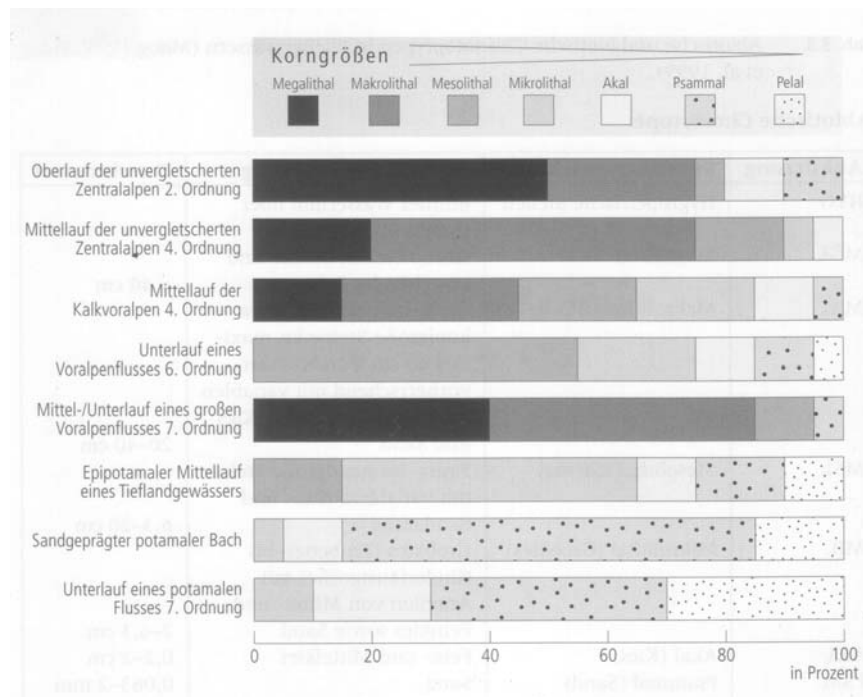


Abb. 107: Schematisierte Darstellung von prozentuellen Anteilen der abiotischen Choriotope in unterschiedlichen Fließgewässertypen (JUNGWIRTH et al. 2003, S.52).

Umgekehrt stellt jedoch auch die Gewässerbeschaffenheit einen wesentlichen Parameter für die Ausbildung der Strömungsverhältnisse in einem Gewässer dar. So sind besonders strukturreiche Gewässer mit Totholz und grobem Material im Flussbett sowie hoher Fließgeschwindigkeit durch turbulente Strömungsbedingungen charakterisiert (JUNGWIRTH et al. 2003).

Neben dem jeweiligem Gefälle – als wichtigster hydraulischer Faktor für den Fließgewässercharakter eines Gewässers (MEHL & THIELE 1998) – sind weitere abiotische Gradienten entlang des Gewässers von der Quelle bis zur Mündung deutlich erkennbar. Je weiter flussabwärts sich ein Gewässerabschnitt befindet, um so größer werden die Abflussmengen, desto breiter wird das Flussbett und um so feiner wird das Substrat (LORENZ 2003). So können die Oberläufe der Flüsse in höheren Lagen durch steilere, flachere und kleinere Gewässer mit einem vermehrten Vorkommen an Hartsubstraten charakterisiert werden, während die Unterläufe in etwas tiefer gelegenen Höhenstufen als auch die Tieflandflüsse im Gegensatz dazu ein meist geringeres Gefälle, feinere Substrate und breitere Sohlbreiten aufweisen. Gewässer in höheren Lagen können somit unabhängig von der Fließgeschwindigkeit größtenteils durch turbulenteren Strömungsverhältnisse charakterisiert werden als Gewässer in tieferen Lagen.

Diese Kombination der unterschiedlichen Standortfaktoren stellt die Grundlage für die Verbreitung und Zusammensetzung der Makrophytenbiozönose dar und ist dabei extrem variabel und gewässerspezifisch (WERLE 1982). Erst das Ergebnis des Zusammenspiels der verschiedenen Parameter entscheidet über die Verfügbarkeit von geeigneten Lebensbedingungen, sowohl für die verschiedenen Pflanzengruppen, als auch für die Einzelarten. Durch die unterschiedlichen Ansprüche der einzelnen Arten hinsichtlich der Standortqualität und Ausprägung der verschiedenen Parameter (vgl. Kapitel 4.5) liefert die Makrophytenvegetation einen wesentlichen Beitrag zur Bioindikation an Fließgewässern.

Zusammenfassende Bedeutung der Moosflora innerhalb der Makrophytenvegetation

Wie die einzelnen Ergebnisse zeigen, stellen Moose die optimale Ergänzung zu Höheren Pflanzen, Characeen und Farnen hinsichtlich der Erfassung der Makrophytenvegetation dar. Während Höhere Pflanzen vorwiegend tiefere Lagen mit geringen Strömungen und vorwiegend Weichsubstrat bevorzugen, ermöglichen die Moose – mit ihren diesbezüglich zum größten Teil sehr gegensätzlichen ökologischen Ansprüchen – eine Vervollständigung der Makrophytenvegetation über alle bedeutenden Parameter hinweg. Die Moosvegetation stellt mit dem vermehrten Vorkommen auf Hartsubstrat und an Gewässern mit turbulenten Strömungsverhältnissen besonders in den alpinen Bereichen die dominante Vegetation dar. Höheren Pflanzen fehlen in diesen Gewässern jedoch aufgrund der häufigen Substratumlagerungen sehr oft geeignete Lebensbedingungen.

Die differenzierte Verteilung der einzelnen Pflanzengruppen, in Abhängigkeit von der Ausprägung der verschiedenen Umweltparameter (DANIEL et al. 2006), weist den Höheren Pflanzen (inkl. Characeen) als auch den Moosen eine hohe Sensibilität gegenüber den in einem Gewässer vorherrschenden abiotischen Parametern zu. Besonders die Ausbildung der Flussmorphologie stellt in diesem Zusammenhang einen wesentlichen Parameter für die Artenzusammensetzung der Makrophyten dar (SOMMERHÄUSER et al. 2007). Die aquatische Vegetation kann daher in diesem Zusammenhang generell als sehr empfindlich gegenüber Veränderungen ihres Lebensraumes und der hydrologischen sowie physikalischen Bedingungen gesehen werden. Deshalb stellen die Arten gute Indikatororganismen bezüglich dieser Einflussfaktoren dar (JOHNSON et al. 2006, O'HARE et al. 2006).

Neben der guten Eignung als Indikatororganismen, stellt auch die Verteilung der Makrophytenvegetation innerhalb Österreichs einen wesentlichen Punkt für die Wichtigkeit der Berücksichtigung der Moosflora für die Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie dar. Nachdem der Anteil der Alpen am österreichischen Bundesgebiet bei 61 % liegt (vgl. Abb. 108), ist die Bedeutung der Moose innerhalb der Makrophytenvegetation offensichtlich. Diesbezüglich bestätigen sowohl GEISSLER (1976) als auch ZECHMEISTER & MUCINA (1994) die Dominanz und Bedeutung der Moose im alpinen Raum und den Quellbereichen.

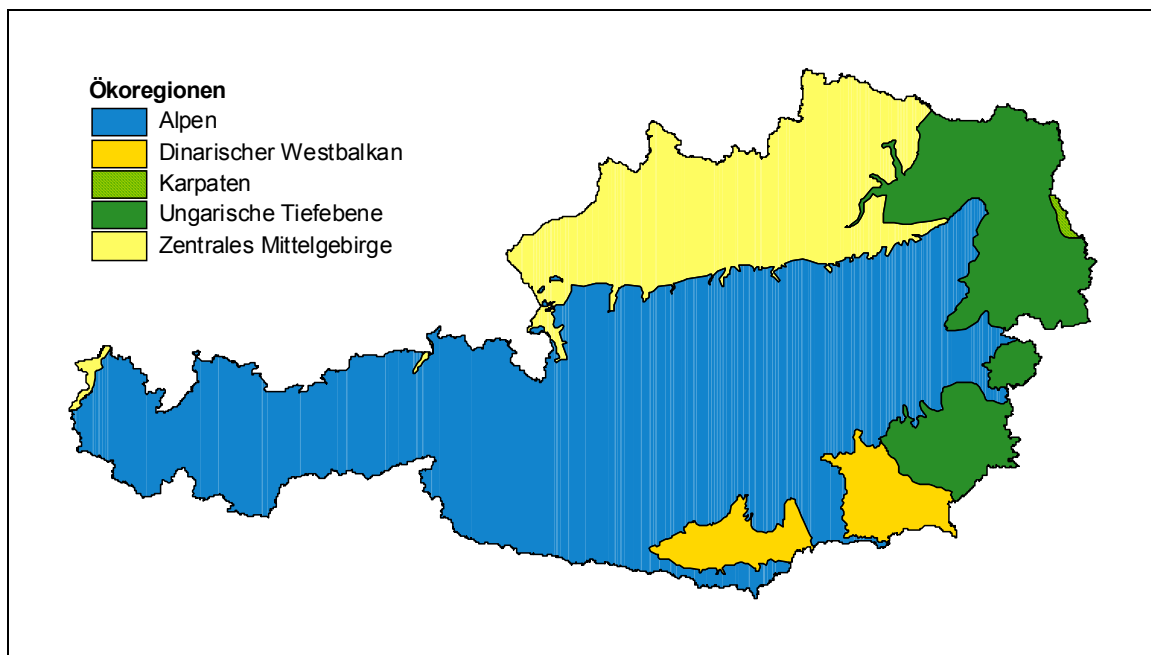


Abb. 108: Verteilung der Ökoregionen nach ILLIES (1978) über Österreich.

Um eine optimale Erfassung der Makrophytenvegetation zu gewährleisten, ist daher das komplette Spektrum aller Pflanzengruppen erforderlich, denn nur in Kombination sind alle ökologischen Bereiche hinreichend abdeckbar. Für die Bewertung einer Fließgewässerstrecke nach Wasserrahmenrichtlinie erscheint es daher als unerlässlich, auch die Moosvegetation bei der Erfassung des Makrophyteninventars mit zu berücksichtigen. Damit gelingt es, zu einer für gesamt Österreich und über alle ökologischen Parameter gesehenen, übergreifenden Erfassung der Vegetation und anschließenden Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie zu gelangen.

5.2 Arten und ihre ökologische Bandbreite

Über die ökologischen Ansprüche der einzelnen Moosarten gibt es in der diesbezüglichen Literatur bereits detaillierte Ausführungen. Besonders in der Bestimmungsliteratur (FRAHM & FREY 1992, FREY et al. 1995, NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001 & 2005, SMITH 2004, PATON 1999 etc.) als auch in weiterer moosspezifischer Fachliteratur (GRIMS 1999, diverse Publikationen etc.) finden sich immer wieder Beschreibungen des Verbreitungsspektrums bzw. der ökologischen Bandbreiten der einzelnen Arten. Inwieweit die in der Literatur beschriebenen ökologischen Ansprüche mit den Verbreitungsspektren der im Zuge dieser Untersuchung vorgefundenen Arten übereinstimmen, und ob sich die Arten für eine Berücksichtigung in der Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie eignen, wird anhand ausgewählter Arten im nachfolgenden Kapitel überprüft. Hierzu wurden die Mooseinstufungen anderer europäischer Bewertungssysteme miteinbezogen. Berücksichtigung fanden dabei die Trophiemetrics TIM (Trophic Index with Macrophytes, SCHNEIDER & MELZER 2003), MTR (Mean Trophic Rank, DAWSON et al. 1999, HOLMES et al. 1999) und IBMR (Biological Index for Rivers, HAURY et al. 2006), wobei sich die beiden letztgenannten Metrics gemäß STANISZEWSKI et al. (2006) für die Abschätzung des ökologischen Zustandes eines Gewässers eignen. Beachtung fand auch die in Deutschland in Verwendung befindliche Bewertungsdatenbank "PHYLIB" nach Wasserrahmenrichtlinie (SCHAUMBURG et al. 2006, SCHAUMBURG et al. 2004), bei dem die Arten gemäß ihres Verbreitungsschwerpunktes in typspezifische Referenzarten (Code A), Arten mit weiter ökologischer Amplitude bzw. mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich (Code B), typspezifische Störzeiger (Code C) und Versauerungszeiger (Code V) eingestuft wurden.

Als Grundlage für den Vergleich dienen sowohl die Analysen der Einzelarten hinsichtlich ihrer Verbreitung innerhalb der untersuchten Gewässerabschnitte (vgl. Kapitel 4.5) als auch eingehende Literaturrecherchen.

Amblystegium riparium

Amblystegium riparium stellt ein weit verbreitetes Wassermoos an regelmäßig überfluteten Standorten auf Holz, Gestein und Erde an fließenden als auch stehenden Gewässern dar (NEBEL & PHILIPPI 2001, FRAHM & FREY 1992, FREY et al. 1995). Gerne werden von der Art auch Verbauungen an größeren Flüssen besiedelt,

die in regelmäßigen Abständen vom Wellenschlag vorbeifahrender Schiffe überspült werden (HÜBSCHMANN 1986). Das Hauptverbreitungsgebiet, der an 38 Untersuchungsstellen vorgefundenen Art, liegt neben dem Alpenvorland im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse als auch in den Kalkvoralpen. Dabei wurde das Moos größtenteils in einem Höhenbereich von 200 bis 500 m angetroffen. Dieses Verbreitungsspektrum von *Amblystegium riparium* in hauptsächlich planaren bis untermontanen Höhenlagen und nur seltenem Vorkommen in den Alpen findet sich auch bei GRIMS (1999) wieder. Während die Art in niedrigen Lagen bevorzugt verbreitet ist, kann das Moos vom Tiefland bis in die Mittelgebirge und in seltenen Fällen auch in den Alpen über alle Bundesländer beobachtet werden (SMITH 2004, GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, AICHELE & SCHWEGLER 1993, FREY et al. 1995, HÜBSCHMANN 1986). Besiedelt wird dabei von *Amblystegium riparium* jeglicher Untergrund (GRIMS 1999), mit Tendenz zu kalk- oder zumindest basenreichen Standorten (NEBEL & PHILIPPI 2001) sowie neutralen Gewässern (ARTS 1990). Unabhängig von der Fließgeschwindigkeit wurde *Amblystegium riparium* innerhalb der Untersuchungsstellen deutlich häufiger in Gewässerabschnitten mit ruhig fließenden Strömungsbedingungen festgestellt. Auch SMITH (2004) bestätigt die Vorliebe des Mooses für langsam strömende Flüsse. Hinsichtlich Trophie konnte innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte ein weites Spektrum von oligotrophen bis hin zu eu-polytrophen Verhältnissen festgestellt werden. Diese weite trophische Amplitude bei *Amblystegium riparium* findet sich auch bei SCHMEDITJE et al. (1998) wieder. Ansonsten liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Art jedoch im belasteten, stark verschmutzten, meso-eutrophen bis eutrophen Bereich (NEBEL & PHILIPPI 2000 & 2001, HOLMES et al. 1999, WERNER 2001, VAN DE WEYER 2001, FRAHM 1998). Dementsprechend wurde die Art im deutschen Bewertungssystem PHYLIB nach Wasserrahmenrichtlinie in flachen oder schnellströmenden Gewässern der Alpen, des Alpenvorlands und der Mittelgebirge sowie in sehr schnell strömenden oder seichten und schnell strömenden Gewässern des Norddeutschen Tieflandes als typspezifischer Störzeiger eingestuft. In allen anderen Gewässern wurde der Art Code B (Arten mit weiter ökologischer Amplitude bzw. mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich) zugewiesen. Auch bei den beiden Indizes IBMR und MTR wurden der Art nur sehr niedrige Kennzahlen und somit hohe trophische Verhältnisse zugeordnet (SZOSZKIEWICZ et al. 2006). Die Art gilt nicht nur als tolerant gegenüber Verschmutzungen (PORLEY & HODGETTS 2005, KOSIBA &

SAROSIEK 1995), sondern wird oftmals als gegen Verschmutzung unempfindlichste Art dargestellt (FRAHM & ABTS 1993, VANDERPOORTEN 1999). Zunehmende Eutrophierung bzw. Verschmutzung führt sogar zu einer Häufigkeitszunahme dieser Moosart (DANIEL et al. 2005). Nur ein sehr hoher Nährstoffgehalt, verbunden mit starker Trübung oder dichtem Fadenalgen-Bewuchs begrenzt die Ausbreitung von *Amblystegium riparium* und bringt die Art sogar zum Absterben (NEBEL & PHILIPPI 2001) bzw. zwingt das Moos zum Ausweichen auf Standorte außerhalb des Wassers (FRAHM 1974). Beispielsweise ist diese Art in der Donau kennzeichnend für stark verschmutzte Bereiche (PAPP & RAJCZY 1995). Darüber hinaus weisen Dominanzbestände dieser Art auf Störungen in carbonatarmen wie -reichen Fließgewässern hin (VAN DE WEYER et al. 1990). Die Art *Amblystegium riparium* scheint im Gegensatz zu anderen Moosen neben stärkeren Wasserverschmutzungen auch höhere Temperaturen zu ertragen. Bei leicht erhöhten Temperaturen scheint die Art im Konkurrenzkampf gegenüber anderen schnell wachsenden Arten überlegen zu sein (VANDERPOORTEN 1999).

Blindia acuta

Das Moos *Blindia acuta* wächst vorwiegend an vom Wasser überrieselten und bevorzugt lotrechten Flächen entlang von Bächen und Wasserfällen sowie in Quellfluren (NEBEL & PHILIPPI 2000, GRIMS 1999, SMITH 2004). Außerdem beschreiben GRIMS (1999), NEBEL & PHILIPPI (2000) und FRAHM & FREY (1992) *Blindia acuta* als eine kalkmeidende und azidophytische Art. Dies konnte durch das ausschließliche Auffinden, der generell sehr selten vorkommenden Art, in den Vergletscherten und Unvergletscherten Alpen im Zuge der Erhebung bestätigt werden. Diese Regionen stellen laut GRIMS (1999) auch das Hauptverbreitungsgebiet der Art dar. Obwohl die Verbreitung der Art von den Tälern bis in die Gebirge reicht, scheint *Blindia acuta* bevorzugt montane bis subalpine Höhenlagen zu besiedeln (GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, FREY et al. 1995). Die Standorte des Mooses innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte verdeutlichen dies mit einem Vorkommen durchgehend oberhalb von 800 m. An diesen Stellen konnten des Weiteren rasche Fließgeschwindigkeiten mit Turbulenzen und oligotrophe bis oligomesotrophe Bedingungen erhoben werden. Neben NEBEL & PHILIPPI (2000), die das Vorkommen der Art an überwiegend natürlichen und schwer zugänglichen Lebensräumen beschreiben, bestätigen auch HOLMES et al. (1999) die Vorliebe von

Blindia acuta für reißende, ultra-oligotrophe bis oligotrophe Bäche. Auch im Bewertungssystem PHYLIB wird die Art als typspezifische Referenzart für seichte oder schnellströmende Silikatgewässer der Alpen, des Alpenvorlands und der Mittelgebirge geführt. Bei den anderen Metrics findet sich keine Einstufung zu *Blindia acuta*.

Brachythecium plumosum

Brachythecium plumosum kommt gerne auf überrieseltem Gestein und Holz in und an Bächen meist oberhalb der Mittelwasserlinie vor, wobei sowohl Überflutungen als auch zeitweise Austrocknung ertragen werden (FRAHM & FREY 1992, SMITH 2004, FREY et al. 1995, NEBEL & PHILIPPI 2001). Laut GRIMS (1999) zählen die Zentralalpen neben den Durchbruchstälern der Donau und den Schluchten der einmündenden Flüsse zu den häufigsten Verbreitungsgebieten dieser Art. So kann der Lebensraum der kalkmeidenden und vorwiegend montanen Art durch feuchtes Silikatgestein charakterisiert werden (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, FREY et al. 1995, HÜBSCHMANN 1986, FRAHM & ABTS 1993). Diese Vorlieben spiegeln sich auch in der Verbreitung von *Brachythecium plumosum* innerhalb der Untersuchungsstellen wider. Die Gewässerabschnitte in denen diese Art vorgefunden wurde, sind außerdem durch relativ hohe Fließgeschwindigkeiten mit Turbulenzen und ultra-oligotrophe bis oligo-mesotrophe Verhältnisse gekennzeichnet. Neben der Vorliebe der Art für rasch strömende Flüsse (SMITH 2004) bestätigen NEBEL & PHILIPPI (2001), WERNER (2001), HOLMES et al. (1999) auch das bevorzugte Vorkommen in relativ gering belasteten Gewässerabschnitten und die Gefährdung der Art durch Gewässerverschmutzung oder durch Gewässerausbau. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt laut SCHMEDTJE et al. (1998) im oligotrophen bis oligo-mesotrophen Bereich. Auch PHYLIB indiziert *Brachythecium plumosum* als typspezifische Referenzart.

Brachythecium rivulare

Brachythecium rivulare wächst sowohl untergetaucht als auch in der Spritzwasserzone entlang der Uferbereiche von Bächen und Flüssen, wobei gelegentlich überflutete Bereiche über der Mittelwasserlinie bevorzugt besiedelt werden (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999, FREY 1992, SMITH 2004, FRAHM 1992, HÜBSCHMANN 1986). Als eine der häufigsten Arten innerhalb der Untersuchungsstellen, konnte das

Moos in allen Bioregionen bis auf die Vergletscherten Zentralalpen angetroffen werden. Dies bestätigt, wie auch schon von GRIMS (1999), NEBEL & PHILIPPI (2001) und WERNER (2001) angeführt, das vom Untergrund unabhängige Vorkommen der Art. Während das Hauptverbreitungsgebiet des Moooses im Zuge der Erhebung in einem Höhenbereich von 200 bis 800 m festgehalten werden konnte, reicht die Verbreitung der hauptsächlich montanen Art laut GRIMS (1999) jedoch von planar bis 2400 m. Auch HÜBSCHMANN (1986) spricht von einer Verbreitung vom Flachland bis in die alpinen Regionen. Hinsichtlich Fließgeschwindigkeit und Strömung konnten bei der im gelegentlich überschwemmten Bereich vorkommenden Art innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte keine Präferenzen festgestellt werden. So konnte *Brachythecium rivulare* sowohl an stehenden als auch an sehr rasch fließenden Gewässern beobachtet werden. Auch bezüglich der Trophie wurde innerhalb der Untersuchungsstellen ein weites Spektrum von ultra-oligotroph bis polytroph mit leichtem Schwerpunkt im mesotrophen Bereich nachgewiesen. Obwohl NEBEL & PHILIPPI (2001) vorwiegend von einem Vorkommen an mäßig nährstoffreichen bis nährstoffreichen Gewässern berichten und WERNER (2001) bei *Brachythecium rivulare* von oligotrophen bis eutrophen Verhältnissen spricht, scheint der Verbreitungsschwerpunkt jedoch eher im oligo-mesotrophen und mesotrophen Bereich mit Tendenz zu oligotrophen Verhältnissen zu liegen (SZOSZKIEWICZ et al. 2006, SCHMEDTJE 1998). Außerdem scheint *Brachythecium rivulare* sensibel gegenüber Nährstoffanreicherungen zu sein (SCHMEDTJE 1998) und ist besonders im Flach- und Hügelland durch die allgemeine Verschmutzung der Gewässer gefährdet (HÜBSCHMANN 1986). Diesbezüglich wurde die Art gemäß PHYLIB im Norddeutschen Tiefland als auch in den seichten oder schnell strömenden Carbonatgewässern der Alpen, des Alpenvorlands und der Mittelgebirge als typspezifische Referenzart und in allen anderen Gewässern als Taxa mit weiter ökologischer Amplitude eingestuft. Auch die Indizes MTR und IBMR weisen der Art durchwegs hohe Kennzahlen mit guter Qualität zu.

Cinclidotus fontinaloides

Die Art *Cinclidotus fontinaloides* ist an und in Fließgewässern sowohl knapp über der Mittelwasserlinie und nur kurzzeitig überschwemmt als auch submers anzutreffen (NEBEL & PHILIPPI 2000, GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, SMITH 2004). Die kalkliebende aber nicht kalkstete Art (GRIMS 1999, NEBEL & PHILIPPI 2000, FRAHM &

FREY 1992, WERNER 2001, ELLENBERG et al. 2001, HÜBSCHMANN 1986, PORLEY & HODGETTS 2005) wurde auch innerhalb der Untersuchungsstellen zu 87 % in Kalkgebieten festgestellt. Auch der Verbreitungsschwerpunkt in den Kalkalpen gefolgt vom Alpenvorland (GRIMS, 1999) konnte anhand der Stellen mit *Cinclidotus fontinaloides* untermauert werden. Die Verbreitung in Abhängigkeit von der Höhenlage beschreibt GRIMS (1999) von collin bis 1000 m mit einem Schwerpunkt im untermontanen Bereich und entspricht somit auch weitestgehend der Verbreitung der Art innerhalb der Untersuchungsstellen. Außerdem wurde das Moos bevorzugt an schnell fließenden Gewässerabschnitten mit mehr als 1 m/s vorgefunden. Auch SMITH (2004) und HÜBSCHMANN (1986) bestätigen die Vorliebe von *Cinclidotus fontinaloides* für rasch fließende Gewässer. Hinsichtlich Trophie konnte der Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der Untersuchungsstellen im oligo-mesotrophen bis meso-eutrophen Bereich nachgewiesen werden. Während das Vorkommen der Art in Alpenflüssen relativ nährstoffarme, saubere Verhältnisse widerspiegelt (NEBEL & PHILIPPI 2000), ist *Cinclidotus fontinaloides* in niedrigeren Höhenlagen für nährstoffreichere Verhältnisse charakteristisch. Die Amplitude reicht von oligo-mesotrophen bis hin zu mesotrophen und in Ausnahmefällen auch eutrophen Bedingungen (NEBEL & PHILIPPI 2000, WERNER 2001, HOLMES et al. 1999, SZOSZKIEWICZ et al. 2006). Auch in der Ungarischen Donau werden wenig verschmutzte Bereiche von *Cinclidotus fontinaloides* gerne besiedelt (PAPP & RAJCZY 1995). Während die beiden Trophieindizes MTR und IBMR der Art nur mittlere Qualitäten zuweisen, wurde die Art im Bewertungssystem PHYLIB mit Ausnahme der seichten oder schnellströmenden Silikatgewässer der Alpen, des Alpenvorlands und der Mittelgebirge als typspezifische Referenzart eingestuft. In den Silikatgewässern liegt die Einstufung bei Code B.

Cinclidotus riparius

Cinclidotus riparius besiedelt gerne dauerhaft überflutete Bereiche (NEBEL & PHILIPPI 2000, PORLEY & HODGETTS 2005) und ist am Gewässerufer meist unterhalb von *Cinclidotus fontinaloides* anzutreffen. Die kalkliebende Art (FRAHM & FREY 1992) ist vorzugsweise an Steinblöcken und Verbauungen besonders entlang größerer Flüsse (FRAHM et al. 1995, SMITH 2004, CHURCH et al. 2004, FRAHM 1974) vorzufinden. Das Hauptverbreitungsgebiet, der in 10 % aller Probestellen gefundenen Art, liegt, wie auch schon GRIMS (1999) beschreibt, sowohl in den Kalk- und Zentralalpen als auch

im Alpenvorland. Darüber hinaus konnte eine ausgedehnte Verbreitung auch in den Flach- und Hügelländern und in der Alpenen Molasse vorgefunden werden. Auch bezüglich der Höhenlage konnte eine Übereinstimmung mit der von GRIMS (1999) beschriebenen Verbreitung von collin bis 1500 m nachgewiesen werden. *Cinclidotus riparius* wurde vorwiegend an Gewässerabschnitten mit Fließgeschwindigkeiten größer 1 m/s festgestellt. Diese Vorliebe für rasch überströmte Bereiche kann auch in NEBEL & PHILIPPI (2000) wieder gefunden werden. Hinsichtlich Trophie konnte die Art innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte vermehrt im mesotrophen bis meso-eutrophen Bereich dokumentiert werden. Dies zeigt, dass *Cinclidotus riparius* bis zu einem gewissen Grad Verschmutzung erträgt und wie bereits von FRAHM & ABTS (1993) bzw. auch von und NEBEL & PHILIPPI, (2000) festgestellt, die am wenigsten empfindliche Cinclidotus-Art darstellt. Die Art charakterisiert somit nährstoffreichere, meso- bis meso-eutrophe, teilweise auch eutrophe Gewässerabschnitte (WERNER 2001, SZOSZKIEWICZ et al. 2006, NEBEL & PHILIPPI 2000). Auch in der Donau stellt das Vorkommen von *Cinclidotus riparius* ein Anzeichen für mäßig verschmutzte Bereiche dar (BURKHARDT et al. 1983, PAPP & RAJCZY 1995). Beim IBMR liegt die Art mit der Einstufung 6,5 auf der 10-teiligen Bewertungsskala im mittleren Trophiebereich. Auch im PHYLIB wurde die Art in den Alpen, dem Alpenvorland und dem Mittelgebirge als Taxa mit weiterer ökologischer Amplitude bzw. mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich eingestuft.

Conocephalum conicum

Conocephalum conicum ist sehr gerne an Bachrändern anzutreffen und besiedelt dort auch periodisch überflutete Bereiche (NEBEL & PHILIPPI 2005). Die Art bevorzugt Hartsubstrate und ist auch an synanthropen Standorten wie Mauern zu finden (FRAHM & FREY 1992). Bezüglich des Untergrunds finden sich bei *Conocephalum conicum* in der Literatur divergierende Angaben. Diese reichen von kalkliebend (FREY et al. 1995, FRAHM & FREY 1992) über neutral bis kalkliebend (WERNER 2001) bis hin zu leicht saurem bis basischem Untergrund (PATON 1999). Das Moos kommt in kalkarmen Gebieten bedeutend seltener vor als in kalkreichen Gebieten oder fehlt in diesen völlig (AICHELE & SCHWEGLER 1993). Dies spiegeln auch die Vorkommen von *Conocephalum conicum* innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte wider. Bezüglich der Verbreitung in Abhängigkeit von der Höhenlage konnte festgestellt werden, dass das Hauptverbreitungsgebiet, bis auf einige Ausnahmen, unterhalb von

800 m liegt. Auch gemäß PATON (1999) wird hauptsächlich das Flachland besiedelt, obwohl die Verbreitung auch bis in die subalpine und alpine Stufe reichen kann. Ebenso beschreiben NEBEL & PHILIPPI (2005) die schwerpunktmäßige Verbreitung der Art in einem Höhenbereich zwischen 200 und 800 m. Bei den weiteren Standortbedingungen innerhalb der untersuchten Gewässerabschnitte zeigte sich, dass *Conocephalum conicum* keine speziellen Ansprüche bezüglich der Fließgeschwindigkeiten aufweist, bei den Strömungsverhältnissen jedoch eher ruhig fließendere Abschnitte mit geringeren Turbulenzen bevorzugt. In der Literatur konnten diesbezüglich keine Angaben festgestellt werden. Anders verhalten sich die Angaben zu den trophischen Vorlieben der Art. Während in den beprobten Fließgewässerabschnitten mit *Conocephalum conicum* ein weites Spektrum von oligotrophen bis hin zu eu-polytrophen Bedingungen festgestellt werden konnte, ist auch in der Literatur eine weite trophische Bandbreite zur Verbreitung der Art angegeben. Diese reicht von oligo-mesotroph (WERNER 2001) über mesotroph (HOLMES et al. 1999) bis hin zu meso- bis eutroph (NEBEL & PHILIPPI 2005). Auch im Bewertungssystem PHYLIB wurde der Art größtenteils eine weite ökologische Amplitude bzw. ein Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich zugewiesen. Lediglich in den seichten und schnellströmenden Gewässern des Norddeutschen Tieflandes und den Carbonatgewässern der Alpen, des Alpenvorlandes und des Mittelgebirges entspricht *Conocephalum conicum* einer typspezifischen Referenzart.

Cratoneuron filicinum

Cratoneuron filicinum tritt bevorzugt an Bach- und Flussumfern, aber auch in Quellfluren und Sümpfen auf (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999). Das im Zuge der Untersuchung festgestellte Hauptverbreitungsgebiet liegt zwischen 500 und 800 m in den Kalkhochalpen und in der Bioregion Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen. Diese Verbreitung entspricht auch der Beschreibung in GRIMS (1999), wo *Cratoneuron filicinum* als mäßig kalkliebende Art in Höhenlagen von planar bis 2000 m mit Vorliebe für montane Bereiche dargestellt wird. Die häufigsten Vorkommen beschreibt GRIMS (1999) in den Nördlichen Kalkalpen gefolgt vom Alpenvorland, längs der Ufer an Inn und Donau in deren Durchbruchstätern, in den Zentralalpen, den Südalpen und im Oststeirischen Hügelland. Obwohl der Schwerpunkt der Verbreitung von *Cratoneuron filicinum* auf kalkreichem Untergrund liegt (NEBEL & PHILIPPI 2001, AICHELE & SCHWEGLER 1993), erscheint die Art weniger

kalkliebend als *Palustriella commutata* (FREY et al. 1995) und es werden auch weniger stark basische Bereiche besiedelt (SMITH 2004). Neben bevorzugter Höhenlage und Untergrund konnte in den Probestellen mit *Cratoneuron filicinum* auch eine Vorliebe für raschere Fließgeschwindigkeiten mit nicht zu starker Strömung festgestellt werden. Hinsichtlich Trophie wurden vorwiegend oligotrophe bis meso-eutrophe Bedingungen an den jeweiligen Untersuchungsstellen erhoben. SCHMEDITJE et al. (1998) und SZOSZKIEWICZ et al. (IBMR, 2006) beschreiben das Vorkommen von *Cratoneuron filicinum* im Gegensatz dazu jedoch hauptsächlich in sauberen Gewässerabschnitten mit vorwiegend oligotrophen bis oligo-mesotrophen Verhältnissen. Die Art wurde auch im deutschen Bewertungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie (PHYLIB) ausnahmslos als typspezifische Referenzart ausgewiesen.

Dichodontium pellucidum

Das Moos *Dichodontium pellucidum* wächst gerne in und an Bächen auf zeitweise überrieseltem Gestein. Die Art bevorzugt dabei nur bei Überflutung untergetauchte Bereiche und ist daher vorwiegend im Spritzwasserbereich anzutreffen (NEBEL & PHILIPPI 2000, GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, SMITH 2004, FREY et al. 1995, HÜBSCHMANN 1986). Im Rahmen der Untersuchung konnte *Dichodontium pellucidum* vorwiegend in den Unvergletscherten Zentralalpen, gefolgt von den Kalkvoralpen angetroffen werden. Auch NEBEL & PHILIPPI (2000) bestätigen das Auftreten der Art an kalkarmen und auch kalkreichen, jedoch stets basenreichen Standorten. Zudem decken sich die Vorkommen der Art innerhalb der Bioregionen mit den Beschreibungen in GRIMS (1999), wo das Hauptverbreitungsgebiet der Art in den Alpen, gefolgt vom Alpenvorland und den aus den Alpen kommenden Flüssen definiert wird. Etwas seltener scheint die Art auch in der Böhmisches Masse vorhanden zu sein. Hinsichtlich der Höhenlage konnte die Art fast ausschließlich zwischen 500 und 1500 m gesichtet werden. Diesbezüglich entspricht die Verbreitung auch den Angaben aus der Literatur, denn die Art wird mit einem Vorkommen von der Ebene bis in die alpine Stufe beschrieben, jedoch der Verbreitungsschwerpunkt wird in den montanen Lagen festgelegt (NEBEL & PHILIPPI 2000, GRIMS 1999, HOLMES et al. 1999). Das Moos ist somit in den Gebirgslagen, speziell in den Mittelgebirgen ab 500 m (HÜBSCHMANN 1986), sehr weit verbreitet, während es im Flachland nur sehr selten anzutreffen ist (FRAHM & FREY 1992, FREY

et al. 1995). Hinsichtlich der Strömungsbedingungen konnte das Moos über ein weites Spektrum innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte beobachtet werden. Im Gegensatz dazu konnte bei den Fließgeschwindigkeiten eine Vorliebe für etwas raschere Verhältnisse mit > 1 m/s festgehalten werden. In der Literatur konnten diesbezüglich keine Angaben gefunden werden. Hinsichtlich Trophie charakterisieren NEBEL & PHILIPPI (2000) das Vorkommen der Art bei wenig verschmutzten und nicht versauerten Gewässerverhältnissen. Dies entspricht auch den Ergebnissen der Untersuchung, die eine Vorliebe von *Dichodontium pellucidum* für oligotrophe Bedingungen zeigen. HOLMES et al. (1999) beschreibt sogar den ultra-oligotrophen Bereich als typischen Lebensraum des Moores. Analog beschreibt HÜBSCHMANN (1986) die Verbreitung von *Dichodontium pellucidum* an sauberen Gewässern mit kaltem und sauerstoffreichem Wasser. Lediglich WERNER (2001) weist der Art eine Verbreitung im oligo-mesotrophen Zustand zu. Obwohl die Art bei den Trophieindizes MTR, IBMR und TIM nicht eingestuft ist, so gilt das Moos im Bewertungssystem PHYLIB ausnahmslos als typspezifische Referenzart.

Fontinalis antipyretica

Fontinalis antipyretica stellt eines der klassischsten Wassermoose dar, welches sowohl untergetaucht als auch vorübergehend trockenfallend wachsen kann (NEBEL & PHILIPPI 2001, VANDERPOORTEN 1999). Die zahlreichen Erwähnungen in der Literatur, wie die weite Verbreitung der Art belegen den Bekanntheitsgrad dieses Moores. Auch in den beprobten Fließgewässerabschnitten stellt *Fontinalis antipyretica* eine der am weitest verbreiteten Arten dar und konnte in nahezu einem Drittel aller Untersuchungsstellen und fast allen Bioregionen angetroffen werden. Auch GRIMS (1999) weist eine Verbreitung der Art über alle Bundesländer Österreichs aus. Das Vorkommen von *Fontinalis antipyretica* reicht sowohl von kalkarmen bis zu kalkreichen bzw. neutralen Standorten (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999, AICHELE & SCHWEGLER 1993, WERNER 2001, VAN DE WEYER 2001, HOLMES et al. 1999, PORLEY & HODGETTS 2005, TREMP & KOHLER 1995, HÜBSCHMANN 1986, ARTS 1990). Hinsichtlich der Höhenlage wurde die Art innerhalb der Untersuchungsstellen in einem Höhenbereich bis 1500 m mit einem Hauptverbreitungsgebiet von 200 bis 500 m festgestellt. GRIMS (1999) beschreibt diesbezüglich die Verbreitung der Art von planar bis 1750 m, mit einem vermehrten Vorkommen in montanen Höhenlagen. Bei den Parametern Fließgeschwindigkeit

und Strömungsverhältnisse konnte innerhalb der untersuchten Abschnitte ein sehr weites Spektrum, von nahezu stehend bis hin zu sehr rasch fließenden Bereichen mit zumindest leichter Strömung, festgestellt werden. Auch NEBEL & PHILIPPI (2001), GRIMS (1999), FRAHM & FREY (1992), FREY et al. (1995) und PORLEY & HODGETTS (2005) charakterisieren *Fontinalis antipyretica* als eine Art mit der Fähigkeit, sowohl in stehenden als auch fließenden Gewässern wachsen zu können. Ähnlich flexibel verhält sich die Art auch gegenüber den trophischen Bedingungen in Gewässern. Obwohl *Fontinalis antipyretica* innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte hauptsächlich im oligo-mesotrophen bis eutrophen Bereich festgestellt wurde, reicht die Amplitude von ultra-oligotroph bis polytroph. Auch in der Literatur wird von vielen Seiten das weite Verbreitungsspektrum von *Fontinalis antipyretica* im Zusammenhang mit der Trophie beschrieben (VAN DE WEYER 2001, BURKHARDT et al. 1983). Das Vorkommen der Art reicht von oligotroph bis eutroph (HOLMES et al. 1999), wobei die Art in früheren Zeiten als oligosaprobe/oligotrophe Charakterart geführt wurde (FRAHM 1998, FRAHM & ABTS 1993). In der Zwischenzeit hat sich gezeigt, dass die Art kaum empfindlich auf eine mäßige Wasserverschmutzung reagiert (vgl. KOSIBA & SAROSIEK 1995). Eine gewisse Eutrophierung scheint die Art sogar zu fördern, denn erst bei stärkeren Verschmutzungen kommt es zu einem Rückgang von *Fontinalis antipyretica* (NEBEL & PHILIPPI 2001). Während WERNER (2001) dem Moos eine Präferenz für eher oligo-mesotrophe Zustände zuweist, meinen PORLEY & HODGETTS (2005), dass die Art zwar unter oligotrophen Bedingungen anzutreffen ist, der Verbreitungsschwerpunkt jedoch mehrheitlich im mesotrophen bis eutrophen zu finden ist. SZOSZKIEWICZ et al. (IBMR, 2006) charakterisieren die Art wiederum im mittleren Trophiebereich und auch im PHYLIB ist die Art in allen Gewässertypen mit Code B (Taxa mit weiter ökologischer Amplitude bzw. Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich) eingestuft.

Hygroamblystegium fluviatile

Das Moos *Hygroamblystegium fluviatile* ist meist submers, in der Spritzwasserzone oder in seltenen Fällen auch trockenfallend auf Gestein in und an Bächen sowie Flüssen anzutreffen (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999, SMITH 2004). Im Zuge der Untersuchungen wurde *Hygroamblystegium fluviatile* sowohl in Silikat- als auch in Kalkgebieten vorgefunden, wobei mehr als ein Drittel aller Funde dieser Art im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse liegen. Normalerweise ist das Moos

vorwiegend an kalkarmen Standorten anzutreffen (FREY et al. 1995), es werden jedoch auch neutrale oder basenreiche Standorte und vereinzelt auch Gewässer mit mäßigem Kalkgehalt besiedelt (GRIMS 1999, NEBEL & PHILIPPI 2001, WERNER 2001). Laut GRIMS (1999) liegt das Hauptverbreitungsgebiet der Art in der Böhmischen Masse und deckt sich somit mit dem Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der Untersuchungsstellen. Bezüglich der Verbreitung des Mooses in den Probestellen, in Abhängigkeit von der Höhe, konnte ein weites Spektrum vom Flachland bis in 1500 m mit einem vermehrten Vorkommen von 200 bis 500 m festgestellt werden. Obwohl die Verbreitung der Art von planar bis über 1580 m reicht (GRIMS 1999), liegt das Hauptverbreitungsgebiet eher im untermontanen bis montanen Bereich der Mittelgebirge. Die Einwanderung der ursprünglich montanen Art mit Vorliebe für Felsen und Blöcke in viele Unterläufe der Flüsse erfolgte erst durch die Schaffung von geeigneten Standorten durch die Errichtung von Kunstbauten und Uferbefestigungen (FRAHM & ABTS 1993). Beim Parameter Fließgeschwindigkeit konnte innerhalb der untersuchten Fließgewässerabschnitte keine eindeutige Tendenz festgestellt werden. Lediglich ein etwas häufigeres Vorkommen der Art in Abschnitten mit ruhiger fließenden Strömungsverhältnissen konnte nachgewiesen werden. Dem widersprechen NEBEL & PHILIPPI (2001), die *Hygroamblystegium fluviatile* als Moos an rasch fließenden Bächen und Flüssen charakterisieren. Bezüglich der Trophie konnte die Art in den Untersuchungsstellen von oligo-mesotrophen bis hin zu eu-polytrophen Bedingungen mit einem Schwerpunkt im eutrophen Bereich erhoben werden. Auch NEBEL & PHILIPPI (2001) beschreiben das Vorkommen der Art an zwar kühlen, klaren und sauerstoffreichen, aber immerhin meso- bis mäßig eutrophen Standorten, wobei sich zu starke Eutrophierung und Eingriffe in das Wasserregime auch negativ auf die Ausbreitung der Art auswirken. Während VAN DE WEYER (2001) bei der Verbreitung der Art von gering belasteten Fließgewässern spricht, weist WERNER (2001) dem Moos oligo-mesotrophe Eigenschaften zu. Bei HOLMES et al. (1999) reicht das trophische Spektrum der Art von oligo-mesotroph bis hin zu eutrophen Bedingungen. Auch SZOSZKIEWICZ et al. (2006, MTR) charakterisieren die Art eher im mittleren Belastungsbereich und auch in der Donau weist *Hygroamblystegium fluviatile* auf gering belastete Abschnitte hin (PAPP & RAJCZY 1995). Im Bewertungssystem PHYLIB findet die Art keine Berücksichtigung.

Hygrohypnum luridum

Hygrohypnum luridum wächst gerne entlang von Bächen und Flüssen im Überschwemmungsbereich oberhalb der Mittelwasserlinie (NEBEL & PHILIPPI 2001). Die Bestände können auch über die Sommermonate für längere Zeit trocken fallen (HÜBSCHMANN 1986). Die Art wurde mit 65 Funden innerhalb der Untersuchungsstellen relativ häufig nachgewiesen, wobei der Großteil der Stellen mit *Hygrohypnum luridum* im Alpenraum zu finden war. Hier konnte die Art sowohl in hydrogencarbonatreichen als auch -armen Gewässern festgestellt werden. Obwohl *Hygrohypnum luridum* oft als Art an kalkreichen Standorten beschrieben wird (NEBEL & PHILIPPI 2001), ist das Moos jedoch an Gestein aller Art (FRAHM & FREY 1992, WERNER 2001) und über alle Bundesländer verteilt zu finden (GRIMS 1999). Das Hauptverbreitungsgebiet von *Hygrohypnum luridum* liegt gemäß GRIMS (1999) in den Alpen, gefolgt von der Böhmisches Masse und dem Alpenvorland längs der Donau. Hinsichtlich der Verbreitung des Moores konnte eine Zunahme mit ansteigender Höhe festgestellt werden. Das Hauptverbreitungsgebiet der Art wurde zwischen 500 und 1500 m festgehalten. Obwohl die Art vom Tiefland bis in die alpine Stufe vorkommen kann (FREY et al. 1995), liegt der Verbreitungsschwerpunkt des Moores im montanen Bereich (GRIMS 1999, HÜBSCHMANN 1986). Ähnlich wie bei *Hygroamblystegium fluviatile* führt die Errichtung von Kunstbauten und Uferbefestigungen vor allem im Unterlauf der Flüsse zu einem vermehrten Auftreten von *Hygrohypnum luridum* außerhalb der montanen Bereiche (FRAHM & ABTS 1993). Abgesehen von der Höhenlage konnte die Art auch bevorzugt an Gewässerabschnitten mit höheren Fließgeschwindigkeiten unabhängig von den vorherrschenden Strömungsverhältnissen festgestellt werden. Auch SMITH (2004) bestätigt die Vorliebe des Moores für schnell fließende Bäche und Flüsse.

Bezüglich der Trophie konnte innerhalb der Untersuchungsstellen, trotz der Vorkommen in ultra-oligotrophen bis hin zu eutrophen Gewässerabschnitten, ein deutlicher Schwerpunkt im oligo-mesotrophen Zustand beobachtet werden. Obwohl NEBEL & PHILIPPI (2001) von einer guten Nährstoffverträglichkeit bei *Hygrohypnum luridum* berichten, wird die Verbreitung der Art generell dem eher oligotrophen bis oligo-mesotrophen Bereich zugeschrieben (WERNER 2001, HOLMES et al. 1999). Auch die beiden Indizes MTR und IBMR charakterisieren die Art durch die Vergabe von sehr hohen Kennziffern für saubere und unverschmutzte Bereiche (SZOSZKIEWICZ et al. 2006). Auch im Bewertungssystem PHYLIB wurde die Art bis auf die silikatischen

Gewässer als typspezifische Referenzart eingestuft. Des Weiteren erscheinen die Vorkommen von *Hygrohypnum luridum* relativ empfindlich gegenüber Wasserverschmutzung (HÜBSCHMANN 1986), welche auch zu einem Rückgang der Art führen kann (GRIMS 1999). Diesbezüglich konnte auch im Rahmen der Erhebung eine Verbreitungsabnahme des Mooses mit zunehmender Eutrophierung festgestellt werden. Außerdem kann das Auftreten, der hinsichtlich der Standortqualität anspruchsvollen Art, als Gütezeiger gewertet werden (FRAHM 1974).

Hygrohypnum ochraceum

Die Art *Hygrohypnum ochraceum* gehört zu den Wassermoosen, die an regelmäßig überschwemmten, aber auch länger trockenfallenden Standorten rund um die Mittelwasserlinie wachsen (NEBEL & PHILIPPI 2001, HÜBSCHMANN 1986). Die Art konnte innerhalb der Untersuchungsstellen von 200 bis 1500 m auf ausschließlich silikatischem Untergrund in den Zentralalpen und im Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse vorgefunden werden. *Hygrohypnum ochraceum* stellt somit eine Charakterart für Silikatgestein (FRAHM 1998, NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999, SMITH 2004, HÜBSCHMANN 1986), mit bevorzugter Ausbreitung in montanen Lagen der Mittelgebirge und der Alpen, dar (GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, FREY et al. 1995). Wie auch schon anhand der Gewässerabschnitte mit *Hygrohypnum ochraceum* festgestellt, bevorzugt die Art Standorte mit rascheren Fließgeschwindigkeiten (GRIMS 1999, SMITH 2004, HÜBSCHMANN 1986). Bezüglich der trophischen Verhältnisse konnte die Art innerhalb der Untersuchungsstellen vorwiegend an oligotrophen Gewässerabschnitten vorgefunden werden. In der Literatur wird die Art ebenfalls als charakteristisch für sehr saubere, oligotrophe bis oligo-mesotrophe Standorte beschrieben (SCHMEDITJE et al. 1998, HOLMES et al. 1999, OSTENDORP & SCHMIDT 1977) und bestätigt somit die im Zuge der Erhebungen festgestellten trophischen Vorlieben von *Hygrohypnum ochraceum*. Auch die beiden Trophieindizes MTR und IBMR weisen der Art eine sehr hohe Qualität zu (SZOSZKIEWICZ et al. 2006). Ebenso gilt *Hygrohypnum ochraceum* im deutschen Bewertungssystem PHYLIB als typspezifische Referenzart. Lediglich in den Silikatgewässern ist die Art als Versauerungszeiger eingestuft. Hinsichtlich der Trophie scheint bei NEBEL & PHILIPPI (2001) das Vorkommen der Art auch bis in leicht eutrophe Standorte beschrieben, wobei die Bestände von *Hygrohypnum ochraceum*

neben stärkeren Nährstoffanreicherungen besonders durch Kalkungen, Trübungen sowie Gewässerausbau (z.B. durch Überstauung) zerstört werden können.

Palustriella commutata

Palustriella commutata inklusive der Unterarten var. *commutata*, var. *falcata* und var. *fluctuans* ist vorwiegend an nassen, ständig überrieselten Standorten (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999) und besonders bei der Unterart var. *falcatum* auch untergetaucht in Fließgewässern vorzufinden. Die Art gehört zu den wichtigsten Kalktuffbildnern und ist auch häufig an Quellaustritten und Quellbächen anzutreffen. Innerhalb der Untersuchungsstellen konnte *Palustriella commutata* ausschließlich im Kalkbereich der Alpen und Mittelgebirge beobachtet wurden. Auch GRIMS (1999) und NEBEL & PHILIPPI (2001) bestätigen die Vorliebe der Art für kalkreiche Gewässer. Das Moos kann jedoch auch auf Felsen über Silikatgestein angetroffen werden. Die Vorkommen von *Palustriella commutata* konzentrieren sich auf die Nördlichen Kalkalpen, die Südalpen und das Alpenvorland (GRIMS 1999). Die außerhalb der Kalkgebirge seltene Art (FRAHM & FREY 1992) ist ansonsten ausschließlich in den Zentralalpen wieder zu finden (GRIMS 1999). Innerhalb der Untersuchungsstellen wurde *Palustriella commutata* bis auf wenige Ausnahmen bevorzugt in höheren Lagen zwischen 500 und 1500 m angetroffen. Das Verbreitungsgebiet der Art reicht vom Tiefland bis in die alpine Stufe, wobei montane Höhenlagen bevorzugt werden (FRAHM & FREY 1992, GRIMS 1999). Bezüglich der Fließgeschwindigkeiten innerhalb der Gewässerabschnitte mit *Palustriella commutata* konnten keine Präferenzen der Art festgestellt werden. Auch hinsichtlich der Strömungsverhältnisse konnten zwar etwas vermehrt ruhig fließende Bedingungen festgestellt werden, aber auch turbulentere Bereiche wurden von dem Moos toleriert. Je nach Unterart dürfte bei diesen Parametern der Verbreitungsschwerpunkt unterschiedlich liegen. So bevorzugt besonders die Unterart var. *fluctuans* schnell fließende Gewässer und Bergbäche (FRAHM & FREY 1992). Unabhängig von der Unterart konnten bei den Fließgewässerabschnitten mit *Palustriella commutata* fast ausschließlich oligotrophe Verhältnisse vorgefunden werden. Auch SCHMEDTJE et al. (1998), NEBEL & PHILIPPI (2000 & 2001), SZOSZKIEWICZ et al. (IBMR, 2006) als auch OSTENDORP & SCHMIDT (1977) beschreiben *Palustriella commutata* als kennzeichnende Art für klare, saubere und nährstoffarme Gewässer mit einem Verbreitungsschwerpunkt im oligotrophen Bereich. Dies spiegelt sich auch im Bewertungssystem PHYLIB, in dem *Palustriella*

commutata als typspezifische Referenzart gekennzeichnet ist, wider. Die Art stellt außerdem eine Indikatorpflanze für noch weitgehend intakte Gebiete dar und ist charakteristisch für schützenswerte Lebensräume. Besonders längere Trockenperioden und höhere Nährstoffgehalte stellen jedoch eine Gefährdung für *Palustriella commutata* dar, da sie einerseits zu einer Verkümmern der Art und andererseits zu einer Verdrängung durch andere Arten führen (NEBEL & PHILIPPI 2001).

Rhynchoetegium riparioides

Rhynchoetegium riparioides wächst häufig submers bis knapp über die Mittelwasserlinie, ist aber auch gerne in der Spritzwasserzone anzutreffen (GRIMS 1999, SMITH 2004). Auch synanthrope Standorte wie Uferverbauungen, Wehre etc. werden von der Art besonders im Flachland als Sekundärstandort genutzt (NEBEL & PHILIPPI 2001, HÜBSCHMANN 1986). *Rhynchoetegium riparioides* zählt innerhalb der Untersuchungsstellen zu den häufigsten Arten und konnte als eines von wenigen Moosen in allen Bioregionen vorgefunden werden. Auch GRIMS (1999) beschreibt eine Verbreitung des Mooes über alle Bundesländer mit Ausnahme des pannonischen Raumes. Das Moos ist sowohl auf Kalk- als auch auf Silikatgestein über alle Höhenlagen anzutreffen, bevorzugt jedoch montane Höhenlagen (NEBEL & PHILIPPI 2001, GRIMS 1999, FREY et al. 1995, WERNER 2001, VAN DE WEYER 2001). Auch innerhalb der Untersuchungsstellen wurde die Art vorwiegend zwischen 200 und 800 m bis hinauf auf 1500 m angetroffen. Bei der Verbreitung von *Rhynchoetegium riparioides* konnte im Zuge der Untersuchungen ein weites Spektrum hinsichtlich Fließgeschwindigkeit und Strömungsverhältnisse festgestellt werden, wobei die Art laut NEBEL & PHILIPPI (2001), SMITH (2004) und HRIVNAK et al. (2007) eher schnell fließende, sauerstoffreiche Gewässer bevorzugt. Auch bei der Verbreitung, in Abhängigkeit von den trophischen Bedingungen, erweist sich die Art als sehr ubiquistisch. Das Spektrum innerhalb der Fließgewässerabschnitte mit *Rhynchoetegium riparioides* reicht von oligotroph bis eu-polytroph, wobei ein vermehrtes Vorkommen im Bereich oligo-mesotroph bis eutroph festgestellt werden konnte. *Rhynchoetegium riparioides* stellt ein gegen Eutrophierung und Wasserverschmutzung relativ unempfindliches Wassermoos in nährstoffarmem bis nährstoffreichem Wasser dar (NEBEL & PHILIPPI 2001). Neben SCHMEDITJE et al. (1998), WERNER (2001), VAN DE WEYER (2001), HOLMES et al. (1999), SZOSZKIEWICZ et al. (2006), PORLEY & HODGETTS (2005) bestätigen auch NEBEL & PHILIPPI (2000)

die weite ökologische Amplitude der Art bezüglich Nährstoffverträglichkeit und definieren das Vorkommen des Mooses in unbelasteten wie belasteten Gewässern, von zum Teil sogar ultra-oligotrophen Verhältnissen bis hin zu eu-polytrophen Bedingungen. In stark verschmutzten Gewässern ist die unempfindliche Art *Rhynchostegium riparioides* sogar oft stark verkümmert als einziges Moos zu finden (GRIMS 1999). Eine Verbreitungszunahme der Art besonders im Flachland konnte nicht nur aufgrund der neu geschaffenen Standorte (NEBEL & PHILIPPI 2001), sondern wie PORLEY & HODGETTS (2005) beobachteten, auch aufgrund der intensiv bewirtschafteten Flächen und der damit einhergehenden Eutrophierung der Bäche und Flüsse festgehalten werden. Lediglich in der Donau dürfte die Verbreitung der Art nicht bis in die stark belasteten Bereiche reichen, sondern für eher bessere Verhältnisse charakteristisch erscheinen (PAPP & RAJCZY 1995). Beim Trophieindex MTR ist das Moos im mittleren Trophiebereich beschrieben und auch beim Bewertungssystem PHYLIB ist die Art mit Code B (Taxa mit weiterer ökologischer Amplitude bzw. Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich) eingestuft. *Rhynchostegium riparioides* gehört somit zu den Ubiquisten unter den Wassermoosen (vgl. WEHR & WHITTON 1986). Eine Bedrohung für die Art stellen hingegen durch Aufstau veränderte Fließbedingungen dar. Diese führen zu einem Rückgang der Art an stark regulierten Wasserläufen (NEBEL & PHILIPPI 2001).

Scapania undulata

Scapania undulata ist vorwiegend submers anzutreffen, verträgt aber auch kürzere Trockenperioden mit zeitweiser Überrieselung (NEBEL & PHILIPPI 2003, HÜBSCHMANN 1986). Die Art wurde im Zuge der Untersuchung nahezu ausschließlich in den Silikatgebieten der Mittelgebirge und der Alpen beobachtet. Auch NEBEL & PHILIPPI (2003), FRAHM & FREY (1992), PATON (1999), AICHELE & SCHWEGLER (1993) und FREY et al. (1995) beschreiben die Vorliebe der Art für kalkfreies Substrat vorwiegend im Mittelgebirge und in den Alpen. Darüber hinaus werden Höhenlagen zwischen 500 und 2500 m als Hauptverbreitungsgebiet der Art dargestellt und Gewässerabschnitte mit *Scapania undulata* im Flachland eher nur als Ausnahme beschrieben. Auch im Zuge der Erhebungen konnte das vermehrte Vorkommen der Art in Höhenlagen oberhalb von 500 m bestätigt werden.

Im Gegensatz zu Höhenlage und Untergrund scheinen die Parameter Fließgeschwindigkeit und Strömung eine nur eher untergeordnete Rolle bei der

Verbreitung der Art einzunehmen. Etwas vermehrt konnte *Scapania undulata* lediglich in Gewässern mit ruhig fließender Strömung oder leichten Turbulenzen beobachtet werden. Während bei NEBEL & PHILIPPI (2003) ebenfalls die Rede von einer Vorliebe von *Scapania undulata* für mäßig rasch überflossene Stellen ist, spricht HÜBSCHMANN (1986) von Standorten mit vorwiegend starker Wasserströmung und einer Abnahme der Art mit zurückgehenden Strömungsverhältnissen. Hinsichtlich der Verbreitung von *Scapania undulata* im Zusammenhang mit den trophischen Verhältnissen besteht Übereinstimmung zwischen den Erhebungen und den Beschreibungen in der Literatur. Nahezu drei Viertel aller Stellen mit *Scapania undulata* konnten bei ultra-oligotrophen bis oligotrophen Verhältnissen angetroffen werden. Auch in der Literatur wird der Verbreitungsschwerpunkt der Art in klaren, nährstoffarmen, gering belasteten vorwiegend oligotrophen Gewässerabschnitten beschrieben (NEBEL & PHILIPPI 2000, WERNER 2001, VAN DE WEYER 2001, HOLMES et al. 1999, SCHMEDTJE 1998, FRAHM 1974, OSTENDORP & SCHMIDT 1977). Nicht nur bei den Trophiemetriks MTR und IBMR (SZOSZKIEWICZ et al. 2006) werden der Art sehr hohe Kennwerte zugewiesen, auch im Bewertungssystem PHYLIB gilt die Art durchwegs als typspezifische Referenzart. Sowohl Nitrifizierung als auch Verschmutzung führen zu einer Abnahme von *Scapania undulata* und zur Ersetzung durch andere Arten (HÜBSCHMANN 1986). Neben einer guten Indikatorart für unbelastete Gewässer stellt *Scapania undulata* aufgrund der Verbreitung in und an meist sauren bzw. schlecht gepufferten Gewässern (NEBEL & PHILIPPI 2005) und der hohen Toleranz gegenüber niedrigen pH-Werten einen Säurezeiger dar (FRAHM 1998, TREMP & KOHLER 1995, FRAHM 1992, TREMP 1992). In dieser Hinsicht ist *Scapania undulata* auch im Bewertungssystem PHYLIB in den Silikatgewässern als Versauerungszeiger eingestuft. Das Moos kann als einzige Fließwasserart noch bei pH-Werten um 4 existieren (TREMP 1993). Während *Scapania undulata* in sauren Gewässern Massenentwicklungen bilden kann und submers wächst, ist die Art im subneutralen Bereich (pH 6-7) sowohl submers als auch im Spritzwasserbereich anzutreffen und oberhalb von pH 7 nur mehr über der Mittelwasserlinie zu finden (FRAHM 1992 & 1998).

Schistidium rivulare

Schistidium rivulare wächst gerne submers bis knapp über der Mittelwasserlinie in und an Bächen, Flüssen und Quellfluren (GRIMS 1999, NEBEL & PHILIPPI 2000, SMITH

2004). Obwohl die Art in nur 6 Fließgewässerabschnitten im Zuge dieser Untersuchung festgestellt werden konnte, erscheinen die Standorte sehr charakteristisch für die Verbreitung der Art. Das Moos konnte ausschließlich im Granit und- Gneisgebiet der Böhmisches Masse, wie auch in den Zentralalpen in Höhenlagen durchwegs oberhalb von 500 m vorgefunden werden. Auch GRIMS (1999) beschreibt das Hauptverbreitungsgebiet der Art im Bereich der Böhmisches Masse und in den Zentralalpen. *Schistidium rivulare* gilt als Charakterart kalkarmer Fließgewässer (NEBEL & PHILIPPI 2000, GRIMS 1999, WERNER 2001, VAN DE WEYER 2001), jedoch kennzeichnend für basenreichere Gewässer (FRAHM 1998, NEBEL & PHILIPPI 2000). So reicht das Vorkommen der Art nach FRAHM (1992) bis in Gewässerabschnitte mit pH-Werten von über 7. Das Moos wird somit auch selten an Kalkgestein angetroffen (NEBEL & PHILIPPI 2000). Obwohl die Vorkommen von den Tälern bis in die höchsten Bergregionen reichen, werden bevorzugt mittelmontane bis subalpine Bereiche besiedelt (GRIMS 1999, FRAHM & FREY 1992, VAN DE WEYER 2001, HÜBSCHMANN 1986). *Schistidium rivulare* stellt eine montane Art an Felsen und Blöcken mit vorwiegender Verbreitung im Oberlauf der Flüsse und deren Seitenbäche dar. Während die sandig-kiesigen Alluvialbereiche im Unterlauf der großen Ströme ursprünglich keine geeigneten Standorte waren, erfolgte die Einwanderung erst nach Errichtung von Kunstbauten, Uferbefestigungen und speziell Blockpackungen und Buhnen (FRAHM & ABTS 1993, FRAHM 1974). Somit kann das Moos heute auch an den Unterläufen größerer Ströme vorgefunden werden (FREY et al. 1995). Hinsichtlich der Fließgeschwindigkeit konnte innerhalb der Untersuchungsstellen unabhängig von den Strömungsverhältnissen eine eindeutige Vorliebe der Art für sehr rasche Fließgeschwindigkeiten (mehr als 2 m/s) festgehalten werden. Auch HÜBSCHMANN (1986) bestätigt das vermehrte Vorkommen der Art in sauerstoffreichem Wasser an alpinen Bergbächen mit reißender Strömung als auch an Stromschnellen und Wasserfällen. Neben der Fließgeschwindigkeit spielt auch der Faktor Trophie bei der Verbreitung der Art eine bedeutende Rolle. Innerhalb der Gewässerabschnitte mit *Schistidium rivulare* konnten vorwiegend oligotrophe bis oligomesotrophe Bedingungen festgestellt werden. Auch WERNER (2001) und VAN DE WEYER (2001) beschreiben das Vorkommen der Art in nährstoffarmen, gering belasteten, oligo- bis oligomesotrophen Gewässerabschnitten. Lediglich NEBEL & PHILIPPI (2000) berichten von mesotrophen Bedingungen bei der Verbreitung von *Schistidium rivulare*. Weiters wird angeführt, dass eine Verschlechterung der

Wasserqualität (Eutrophierung und entsprechende Trübungen) als auch eine intensive Gewässerverbauung (besonders Aufstau) zu einem deutlichen Rückgang der Art führt. Das Auftreten von *Schistidium rivulare* kann somit aufgrund der hohen Ansprüche gegenüber der Standortqualität als Gütezeiger gewertet werden (FRAHM 1974). Auch im Bewertungssystem PHYLIB wurde das Moos als typspezifische Referenzart für das Norddeutsche Tiefland als auch für die Silikatgewässer der Alpen, des Alpenvorlands und der Mittelgebirge eingestuft.

5.3 Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer

Die REFCOND Guidance (WALLIN et al. 2003) fordert für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eine Differenzierung der Gewässer in unterschiedliche Typen. Diese typspezifische Auftrennung der Fließgewässer ermöglicht einerseits eine räumliche Unterscheidung gemäß der natürlichen Variabilität der Artenzusammensetzung und in weiterer Folge eine Optimierung des Bewertungsverfahrens und des nachfolgenden Monitoringprogramms. FERRÉOL et al. (2005) spricht in diesem Zusammenhang von zwei unterschiedlichen Herangehensweisen für eine Typisierung aquatischer Ökosysteme. Während bei der "top-down"-Vorgangsweise Umweltvariable als Grundlage für eine Unterscheidung der Gewässer dienen, werden im "bottom-up"-Ansatz aquatische Gesellschaften für eine Gruppierung der Gewässer herangezogen. Die Auswahl der Umweltvariablen erfolgt dabei auf Basis bereits vorhandener Kenntnisse über die allgemeine Topographie der Landschaft. Beim "bottom-up"-Ansatz werden hingegen die Artenzusammensetzung bzw. die aquatischen Gesellschaften der einzelnen Gewässer analysiert und anschließend die Gewässer anhand von Ähnlichkeiten gruppiert.

Eine diesbezügliche Typisierung der österreichischen Fließgewässer liegt von MOOG et al. (2001) auf Basis des Makrozoobenthos vor. Die Unterteilung der Fließgewässer auf Basis der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos ermöglicht eine Auftrennung in 15 verschiedene Bioregionen (vgl. Tab. 1 und Abb. 1). Da jedoch verschiedene taxonomische Gruppen wie z.B. Makrozoobenthos, Diatomeen oder Makrophyten auf Umweltfaktoren unterschiedlich reagieren, können auch bei der Klassifizierung der Fließgewässertypen auf Basis der Artengemeinschaften Abweichungen zwischen den einzelnen taxonomischen Gruppen vorliegen (PAAVOLA et al. 2003). Es ist daher erforderlich für jede der biologischen Qualitätskomponenten gemäß Anhang V der WRRL (2000) eine eigene Typisierung der Fließgewässer durchzuführen. Auch BAATTRUP-PEDERSON et al. (2006) bestätigen die Notwendigkeit einer Typisierung auf Basis der Makrophyten zum besseren Auffinden von Belastungen entlang von Fließgewässern.

Um dieser Forderung und Notwendigkeit gerecht zu werden, wurde überprüft, inwieweit die Auftrennung der österreichischen Fließgewässer auf Basis der Bioregionen nach MOOG et al. (2001) auch der Verbreitung der Makrophytenvegetation entspricht, oder ob eine eigene Typisierung der Fließgewässer auf Basis

der Makrophyten erforderlich ist. Hierfür wurden alle untersuchten Fließgewässerabschnitte entsprechend des "bottom up"-Prinzips hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung der Makrophytenvegetation analysiert und auf Ähnlichkeiten überprüft.

In einem ersten Schritt wurden die untersuchten Probestellen hinsichtlich einer möglichen Auftrennung in Kalk- und Silikatgewässer untersucht, denn speziell die chemisch-physikalischen Parameter spielen bei der Verbreitung der Makrophyten eine bedeutende Rolle. So weisen viele Vertreter der aquatischen Vegetation eine deutliche Verbreitungsgrenze hinsichtlich saurer und neutraler Gewässer auf (ARTS 1990, TREMP 1993). Darüber hinaus steht die Artenzusammensetzung in engem Zusammenhang mit den Parametern Leitfähigkeit und Alkalinität (ROBACH et al. 1996, DEMARS & THIÉBAUT 2008).

Um die Bedeutung des Parameters Alkalinität bezüglich der Verbreitung der einzelnen Arten zu überprüfen, wurde das Verbreitungsspektrum für jede Art über alle Probestellen hinweg analysiert (Abb. 103). Darauf basierend konnten die Makrophyten in Kalk- und Silikatzeiger, als auch hinsichtlich der Alkalinität in ubiquistische Arten aufgetrennt werden. So wurde mittels Vegetationstabellen (Tab. 6) eine Unterteilung der untersuchten Gewässerabschnitte in Kalk- und Silikatgewässer vorgenommen.

In einem weiteren Schritt wurden die unbeeinträchtigten oder nur minimal anthropogen gestörten Gewässerabschnitte (vgl. NIJBOER et al. 2004) einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) unterzogen. Als Grundlage wurden sowohl die Zusammensetzung als auch die mengenmäßige Verbreitung der an den jeweiligen Gewässerabschnitten vorgefundenen aquatischen Vegetation herangezogen. Die Ergebnisse der DCA wurden zur besseren Verdeutlichung, sowie zum Auffinden von Ähnlichkeiten und Gruppierungen innerhalb der Untersuchungsstellen in Form von Schwerpunktswerten dargestellt (Abb. 104 und Abb. 105). Auf Basis der Ausprägung der Makrophytenvegetation konnten somit anhand dieser Analysen die Kalk- als auch die Silikatgewässer weiterführend unterteilt werden. Es wurden Gruppierungen der untersuchten Probestellen in Hinblick auf die unterschiedlichen Ökoregionen nach ILLIES (1978) als auch im Zusammenhang mit der Höhenlage festgestellt. Anhand der Typisierung der Fließgewässerstellen auf Basis der Makrophyten konnten allerdings nicht alle von MOOG (2001) unterschiedenen Bioregionen voneinander abgegrenzt werden.

Letztendlich konnten bei der Makrophytentypologie der österreichischen Gewässer insgesamt 12 voneinander abtrennbare Regionen bzw. Typen festgestellt werden (PALL & MAYERHOFER 2009). Die Auftrennung der Fließgewässer Österreichs auf Basis der Makrophyten entspricht einer Unterteilung nach Ökoregionen (ILLIES 1978), Untergrund und Höhenlage.

Lediglich die Bioregion Ausläufer der Zentralalpen stellt aufgrund des erhöhten trophischen Grundzustandes eine Ausnahme dar. In dieser Region wurden die Gewässer > 800 m mit den Fließgewässern der Zentralalpen < 800 m zusammengefasst und die Gewässer in den Ausläufern der Zentralalpen < 800 m wurden als eigener Typ ausgewiesen.

Die Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer mit entsprechender Zuordnung zu Untergrund, Ökoregion, Höhenlage und dazugehöriger Bioregion sowie unter Angabe des Kürzels ist in Tab. 8 ersichtlich. Die geografische Ausdehnung der Regionen über Österreich ohne Berücksichtigung der Höhenlage ist in Abb. 109 dargestellt.

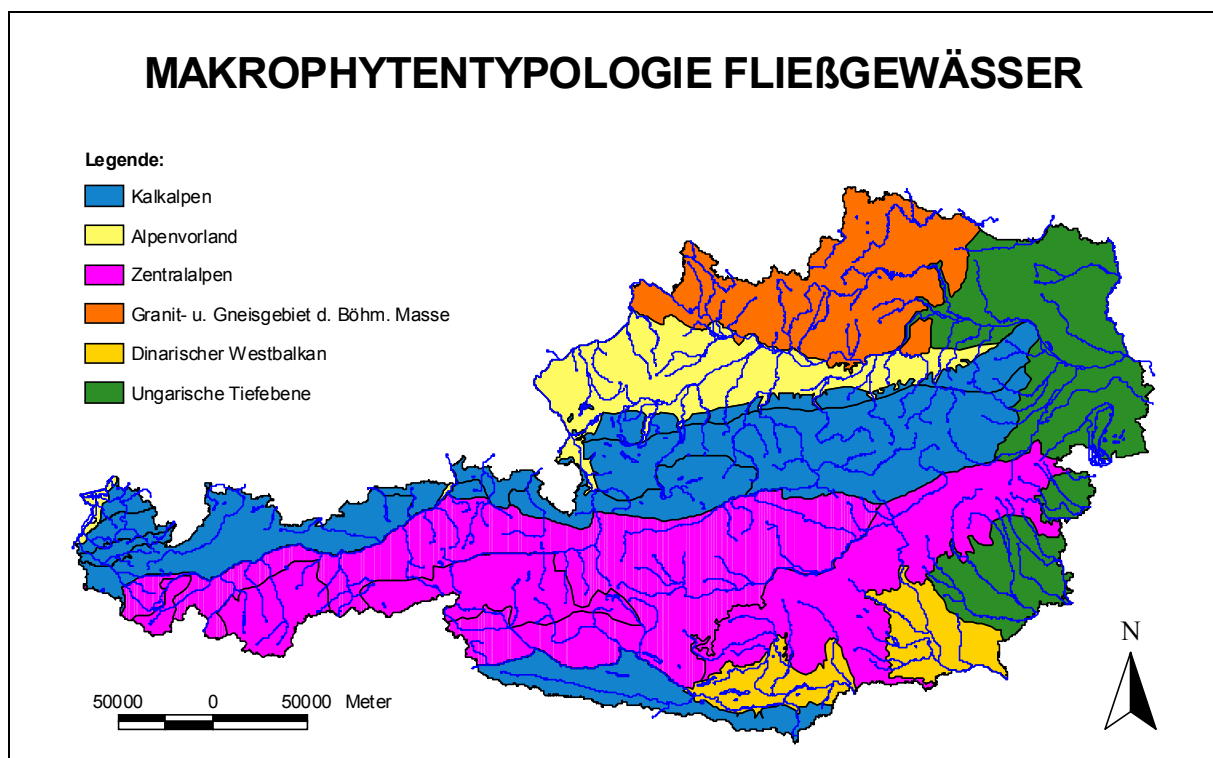


Abb. 109: Makrophytentypologie für österreichische Fließgewässer (PALL & MAYERHOFER 2009) basierend auf den Ökoregionen nach ILLIES (1978) und den Fließgewässer- Bioregionen Österreichs (MOOG et al. 2001).

Tab. 8: Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer (PALL & MAYERHOFER 2009) mit entsprechender Unterteilung in Ökoregion (ILLIES 1978), Höhenlage und Bioregion (MOOG 2001) und Angabe des Kürzels.

Untergrund	Ökoregion	Höhenlage	Bioregionen	Makrophytentypologie	Kürzel
Silikat	Alpen (Ökoregion 4)	> 800 m	Vergletscherte & Unvergletscherte Zentralalpen	Gewässer der Alpen (Zentralalpen) – Silikat >800m	ASh
		< 800 m (> 800 m)	Vergletscherte, Unvergletscherte Zentralalpen & Ausläufer der Zentralalpen	Gewässer der Alpen – Silikat (Zentralalpen) >800m inkl. Ausläufer der Zentralalpen >800m (Sonderstellung)	ASt
		< 800 m	Ausläufer der Zentralalpen	Gewässer der Alpen – Silikat (Ausläufer der Zentralalpen) <800m (Sonderstellung)	AZ
	Zentrales Mittelgebirge (Ökoregion 9)	> 800 m	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Silikat (Granit- u. Gneisgebiet der Böhm. Masse) >800m	MSh
		< 800 m	Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Silikat (Granit- u. Gneisgebiet der Böhm. Masse) <800m	MSt
Kalk	Alpen (Ökoregion 4)	> 800 m	Flysch, Kalkvoralpen, Nördliche Kalkhochalpen, Südalpen & Helvetikum	Gewässer der Alpen – Kalk (Kalkalpen) >800m	AKh
		< 800 m	Flysch, Kalkvoralpen, Nördliche Kalkhochalpen, Südalpen, Helvetikum & Alpine Molasse	Gewässer der Alpen – Kalk (Kalkalpen & Alpine Regionen im Rhein-Einzugsgebiet) <800m	AKt
	Zentrales Mittelgebirge (Ökoregion 9)	< 800 m	Schweizerisch-Vorarlberger Alpenvorland & Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland	Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Kalk (Alpenvorland) <800m	MKt
	Ungarische Tiefebene (Ökoregion 11)	200 – 800 m	Östliche Flach- und Hügelländer	Gewässer der Ungarischen Tiefebene 200-800m	UTh
		< 200 m	Östliche Flach- und Hügelländer	Gewässer der Ungarischen Tiefebene <200m	UTt
	Dinarischer Westbalkan (Ökoregion 5)	< 800 m	Grazer Feld und Grabenland & Gewässer der südlichen inneralpinen Becken	Gewässer des Dinarischen Westbalkans <800m	DW

5.4 Integration der aquatischen Moose in das Bewertungssystem nach WRRL

Nachdem aquatische Moose, entsprechend der Ergebnisse, einen bedeutenden Bestandteil der Makrophytenvegetation an österreichischen Fließgewässern einnehmen und auch geeignete Indikatoreigenschaften aufweisen, erscheint eine Berücksichtigung dieser Pflanzengruppe für die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie als unerlässlich. Erst die Berücksichtigung aller Pflanzengruppen ermöglicht eine Bewertung der Fließgewässer anhand der biologischen Qualitätskomponente Gewässerflora über gesamt Österreich hinweg.

Neben der Entwicklung eines geeigneten Bewertungsverfahrens galt es auch die Bryophyta neben Charophyta, Anthrophyta und Spermatophyta als gleichwertige Pflanzengruppe zur Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse heranzuziehen. Basierend auf der Makrophytenvegetation wurde 2006 erstmals ein geeignetes Bewertungsverfahren gemäß Wasserrahmenrichtlinie (PALL & MOSER 2006) für Österreich entwickelt. In den Folgejahren 2007 und 2008 wurde das System verfeinert und nachjustiert. Die derzeitige Endversion (PALL & MAYERHOFER 2009) ist im Anhang unter 11.3 ersichtlich.

Das österreichische Bewertungssystem gemäß Wasserrahmenrichtlinie ermöglicht anhand der Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora den ökologischen Zustand eines Gewässerabschnitts zu bestimmen. Die Bewertung jeder einzelnen Probestelle erfolgt dabei typspezifisch gemäß der Zuordnung des jeweiligen Fließgewässers entsprechend der Makrophytentypologie.

Als Grundlage für die Berechnung der ökologischen Zustandsklasse dienen sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Abundanz der vorgefundenen Makrophytenvegetation im zu bewertenden Gewässerabschnitt (vgl. DODKINS et al. 2005). Die Bewertung beruht dabei auf der Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von einem typspezifischen Referenzartenspektrum. Für die Berechnung der ökologischen Zustandsklasse wird jedoch in diesem Sinne keine konkrete Referenzbiozönose herangezogen, da sich Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen gegenseitig ersetzen können.

Die typspezifischen Referenzzustände der einzelnen Makrophytentypen wurden anhand der abiotischen Parameter Geologie (Alkalinität), Meereshöhe, trophischer

Grundzustand (PIPP & PFISTER 2005, DEUTSCH & KREUZINGER 2005), Substrat und Strömungsverhältnisse charakterisiert.

Während die Bedeutung der Parameter Geologie, Meereshöhe, Strömungsverhältnisse und Substrat hinsichtlich der Verbreitung der Makrophytenvegetation bereits ausführlich behandelt wurden, soll auf den Parameter Trophie und seine Auswirkung auf Makrophyten in diesem Kapitel noch etwas genauer eingegangen werden.

Die Verfügbarkeit von Nährstoffen bildet einen zentralen Punkt für die Verbreitung der Makrophytenvegetation (ROBACH et al. 1996). In diesem Zusammenhang stellt der anthropogen verursachte, überhöhte Eintrag von Pflanzennährstoffen, welcher zu tiefgreifenden biologischen Veränderungen in Gewässern führt, einen der wesentlichsten Stressoren für Wasserpflanzen dar (GUNKEL 1994). Die Nährstoffkonzentration eines Fließgewässers wird sehr stark durch den allochthonen Eintrag von Stoffen bestimmt. Ist dieser Eintrag anthropogen bedingt, spricht man von der Belastung eines Gewässers (SCHÖNBORN 2003). Ursachen hierfür können beispielsweise in Einleitungen von Abwässern sowie in der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet liegen.

Aber auch die Primärproduktion stellt einen wichtigen Faktor für die Versorgung eines Ökosystems mit organischer Substanz dar. So wird die Intensität der Produktion organischer Substanz durch Photosynthese (Primärproduktion) laut ELSTER (1958) als Trophie bezeichnet. JUNGWIRTH et al. (2003) beschreibt eine flussabwärts gerichtete Zunahme der Primärproduktion in Fließgewässern. Hochgebirgsbäche weisen z.B. einen natürlich bedingten niedrigeren trophischen Grundzustand auf als Bäche oder Flüsse in Tieflagen. Ausgehend von den definierten chemischen Grundzuständen für Gesamtphosphor (unfiltriert) gemäß DEUTSCH & KREUZINGER (2005), konnten PIPP & PFISTER (2005) den 15 Bioregionen Österreichs (MOOG et al. 2001), unterteilt nach Höhenstufen, die in Tab. 9 ersichtlichen trophischen Grundzustände zuweisen. Die Unterteilung der Grundzustände erfolgt in Trophiehalbklassen nach ROTT (1999).

Tab. 9: Bioregions- und höhenstufenspezifischer Grundzustand nach PIPP & PFISTER (2005).

Bioregion	> 800 m	500 – 800 m	< 500 m
AM		oligo-mesotroph	mesotroph
AV		oligo-mesotroph	mesotroph
BR	oligo-mesotroph	mesotroph	meso-eutroph 1
FH			meso-eutroph 2
FL	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph
GF			meso-eutroph 2
GG	mesotroph	meso-eutroph 1	meso-eutroph 2
HV	oligotroph	oligo-mesotroph	
IB		mesotroph	meso-eutroph 1
KH	oligotroph	oligotroph	oligo-mesotroph
KV	oligotroph	oligo-mesotroph	oligo-mesotroph
SA	oligotroph	oligotroph	oligo-mesotroph
UZA	oligotroph	oligo-mesotroph	mesotroph
VZA	oligotroph	oligo-mesotroph	

Basierend auf dem trophischen Grundzustand als auch auf den restlichen abiotischen Parametern wurde auf Grundlage der Analysen der ökologischen Ansprüche der Einzelarten, die Abweichung des Verbreitungsschwerpunktes der einzelnen Arten festgestellt.

Für die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie wurden für jeden Gewässertyp nach Makrophytentypologie Einstufungslisten erstellt. Die Listen wurden in 4 Kategorien unterteilt und reichen von Referenzarten (Kategorie 1) bis hin zu Störzeigern (Kategorie 4). Je nach Breite der ökologischen Amplitude wurden die einzelnen Arten einer oder mehreren Kategorien zugeordnet. Arten mit sehr weiter ökologischer Amplitude (Ubiquisten) wurden somit in alle 4 Klassen, während Arten mit sehr enger ökologischer Amplitude in nur eine Klasse eingestuft wurden. Die Analysen der ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten als auch der Abgleich mit Angaben aus der Literatur dienten hierfür als Basis.

Die 4 Kategorien der Einstufungslisten wurden den Ökologischen Zustandsklassen (ÖZK) gleichgesetzt. Kategorie 1 entspricht somit der ÖZK 1 ("sehr gut"), Kategorie 2 der ÖZK 2 ("gut"), Kategorie 3 der ÖZK 3 ("mäßig") und Kategorie 4 der ÖZK 4 ("unbefriedigend"). Die Ökologische Zustandsklasse 5 ("schlecht") wurde als Makrophytenverödung definiert.

Für die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse einer Untersuchungsstrecke sind die Dominanzverhältnisse der einzelnen eingestuften Arten untereinander

ausschlaggebend. Wobei Arten mit der Einstufung in lediglich einer Kategorie stärker gewichtet werden, als Arten in mehreren Kategorien, die mit zunehmender Anzahl an Einstufungen an Gewichtung verlieren. Damit wird einerseits berücksichtigt, dass Arten mit enger ökologischer Amplitude eine weit aus höhere Aussagekraft besitzen und andererseits gewährleistet, dass das Ergebnis der Bewertung nicht aufgrund der weiteren ökologischen Amplitude einzelner Arten verfälscht wird.

Aufgrund der erstmaligen Erhebung der Moose im Zuge einer österreichweiten Makrophytenkartierung von Fließgewässern, stellt das im Zuge dieser Arbeit erfasste Artenspektrum nur einen Teil der aquatischen Moosvegetation in Österreich dar. Die Integration der Moose zur Bewertung der Qualität bzw. Ökologischen Zustandsklasse eines Fließgewässers kann daher noch keineswegs als vollständig betrachtet werden. Auch hinsichtlich der Einstufungen der einzelnen Arten können sich aufgrund neuerer Erkenntnisse und zusätzlicher Informationen zur Verbreitung innerhalb Österreichs aufgrund weiterer Makrophytenerhebungen, Umstufungen bzw. Verschiebungen ergeben. Die Kartierungen und Auswertungen im Zuge dieser Arbeit stellen die Grundlage für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich dar.

Das derzeitige Bewertungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie (PALL & MAYERHOFER 2009) ermöglicht die Integration neuer Arten. Diesbezüglich wäre es besonders wichtig, weitere Fließgewässerabschnitte hinsichtlich der Makrophytenvegetation zu untersuchen, um einerseits das entwickelte Verfahren auf seine Funktionsfähigkeit zu überprüfen und andererseits das Artenspektrum der aquatischen Vegetation in den Einstufungslisten zu erweitern bzw. bei in der Literatur wenig beschriebenen Arten bessere Informationen hinsichtlich der tatsächlichen Verbreitungsökologie in Österreich erhalten zu können.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Das Ziel der im Dezember 2000 in Kraft getretenen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist die Erhaltung und Verbesserung der aquatischen Umwelt. Dabei sollen alle Gewässer – ausgehend von einem Zustand ohne störende Einflüsse oder mit nur sehr geringfügigen anthropogenen Einflüssen – bis 2015 in einen guten ökologischen Zustand überführt werden. Bestimmt wird dieser ökologische Zustand anhand der Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer Ökosysteme, in Form von biologischen Qualitätskomponenten, zu denen laut Anhang V der WRRL bei Flüssen die Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora und der wirbellosen Fauna sowie die Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna, zählen.

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich hinsichtlich der Qualitätskomponente Gewässerflora wurde im Untersuchungszeitraum 2001 bis 2003 eine Erhebung der Makrophytenvegetation an insgesamt 458 Fließgewässerstellen im gesamten Bundesgebiet Österreichs durchgeführt. Erstmals wurden nicht nur Höhere Pflanzen, Characeen und Farne berücksichtigt, sondern auch die Moosflora als Teil der Makrophytenvegetation erfasst. An 330 untersuchten Probestellen (entspricht 72 %) konnten in Summe 46 verschiedene aquatische Moose vorgefunden werden. Insgesamt wurden 823 Moosproben aufgenommen, wobei je untersuchtem Gewässerabschnitt zwischen 1 und 9 Arten vorgefunden werden konnten. Durchschnittlich konnten je Probestelle 2,5 aquatische Moose festgehalten werden.

Im Zuge der Auswertungen wurde festgestellt, dass nur unter Berücksichtigung aller Pflanzengruppen (Anthophyta, Pteridophyta, Charophyta und auch Bryophyta) eine hinreichende Abdeckung mit Makrophyten über alle Fließgewässer Österreichs gegeben ist. Während in tieferen Lagen sowie in langsamer fließenden Gewässern mit vermehrtem Vorkommen an Feinsubstraten vorwiegend Höhere Pflanzen angetroffen wurden, konnte in höheren Lagen sowie entlang turbulent strömender Gewässer mit vorwiegend Hartsubstraten eine deutliche Dominanz der Moosflora festgestellt werden. Besonders in Österreich, gekennzeichnet durch einen Anteil der Alpen von 61 % an der Gesamtfläche, stellen die Moose eine umso bedeutendere Pflanzengruppe für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie dar.

Aufgrund der weiten Verbreitung und der somit grundlegenden Bedeutung der Moosflora innerhalb der Makrophytenvegetation wurde hinsichtlich der Umsetzung der WRRL die Eignung der Wassermoose zur Bioindikation an Fließgewässern sowie die Bedeutung der aquatischen Moose für eine Aufnahme dieser Pflanzengruppe in das Bewertungssystem überprüft.

Als zentraler Punkt wurde hierfür eine Analyse der jeweiligen ökologischen Ansprüche sowie der Verbreitungsspektren jeder einzelnen Moosart auf Basis der für jede Probestelle verfügbaren abiotischen Parameter durchgeführt. Der anschließende Vergleich mit Angaben aus der Literatur untermauerte die hervorragende Eignung der verschiedenen Moose zur Bioindikation an Fließgewässern.

Auf Basis der Artenzusammensetzung sowie der Abundanz der Makrophytenvegetation wurde darüber hinaus eine Typisierung der österreichischen Fließgewässer durchgeführt. Anhand der Makrophytenvegetation konnten 12 Fließgewässertypen unterschieden werden. Neben der Unterscheidung in Silikat- und Kalkgewässer konnten auch Ökoregion und Höhenlage als zentrale Parameter für die Auftrennung der Gewässer anhand der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation festgelegt werden.

Abschließend konnte für die Qualitätskomponente Gewässerflora ein Bewertungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie entwickelt und auf Basis der Analysen der ökologischen Ansprüche und der Standorteigenschaften der Einzelarten eine Integration der aquatischen Moose in das Bewertungssystem vorgenommen werden.

Zusammengefasst zeigt sich, dass Moose eine weit bedeutendere Pflanzengruppe innerhalb der Makrophytenvegetation österreichischer Fließgewässer darstellen, als bisher angenommen. Aquatische Moose eignen sich aufgrund ihrer Standortansprüche und ihrer Verbreitungsökologie nicht nur besonders gut zur Bioindikation an Fließgewässern, sondern ermöglichen an vielen Gewässerabschnitten die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse, an denen ohne diese Pflanzengruppe keine Aussage möglich wäre. Eine Integration der Moosflora in das Bewertungssystem nach Wasserrahmenrichtlinie ist daher von größter Bedeutung und besonders in einem Land wie Österreich aufgrund seiner topografischen Ausbildung notwendig.

7 SUMMARY

The main objective of the European Water Framework Directive (WFD), which became effective in December 2000, is the maintenance and improvement of the aquatic environment. Thereby all waterbodies are to be converted into a good ecological condition until 2015 based on a condition without distracting or only marginal anthropogenic impacts. This ecological condition is determined by the quality of structure and efficiency of aquatic ecosystems, in form of biological quality components. Those are according to annex V of the WFD in rivers, the composition and abundance of the water flora and the invertebrate fauna, as well as the composition, abundance and aging structure of the fish fauna.

For the implementation of the WFD in Austria with regards to the quality component water flora, a survey of the macrophyte vegetation (2001 until 2003) was carried out in a total of 458 running water sites all over Austria. For the first time not only higher plants, charophytes and ferns were surveyed, but also the moss flora as part of the macrophyte vegetation. On 330 survey sites (this equals 72%) 46 different aquatic mosses were found. A total of 823 moss samples were collected whereas per surveyed section between 1 and 9 species were found. On average each survey site contained 2.5 aquatic mosses.

In the course of the analysis it has been detected that only if all plant groups (Anthophyta, Pteridophyta, Charophyta and even Bryophyta) are included an adequate coverage with macrophytes of all running waters in Austria is provided. In lowlands as well as in slowly running waters with increased appearance of fine substrates predominantly higher plants were measured. Unlike this, in higher regions as well as alongside turbulent streaming waters with mainly hard substrates a significant dominance of the moss flora was surveyed. Especially in Austria (with the Alps covering 61% of the total area) the mosses represent a very important plant group for the implementation of the WFD.

Based on the vast distribution and therefore fundamental importance of the moss flora within the macrophyte vegetation, concerning the implementation of the WFD, the suitability of aquatic mosses for bioindication of running waters as well as the relevance of aquatic mosses for the implementation of this plant group in the assessment system was investigated.

The main focus was put on an analysis of each moss species regarding the particular ecological requirements as well as the distribution spectrum. The analysis was based on available abiotic parameters for each survey site. The following comparison with information provided by relevant literature confirmed that the different mosses are perfectly suitable for the bioindication of running waters.

Furthermore, based on the composition of the species as well as the abundance of the macrophyte vegetation a classification of Austria's running waters was made. With the macrophyte vegetation 12 different types of running water were distinguished. Apart from the differentiation in soft- and hardwater, the factors ecoregion and altitude were determined as major parameters for the distinction of the water bodies concerning the composition of the macrophyte vegetation.

Finally it was possible to develop a assessment system – in accordance with the WFD – for the quality component “water flora” and to integrate the aquatic mosses in the assessment system. This was achieved by detailed analyses of the ecological requirements and the habitat characteristics of the single species.

Summarizing the results show that mosses are a far more important plant group within the macrophyte vegetation of Austria's running waters than previously assumed. Not only are aquatic mosses extremely suitable for bioindication of running waters due to their habitat requirements and spreading ecology, but they even enable the calculation of the class of the ecological condition in many water body sections. Without this plant group an evaluation would not be possible there. The integration of the moss flora into the assessment system according the WFD is therefore of major importance and especially in a country like Austria – with its specific topography – absolutely necessary.

8 LITERATUR

- ABOU-HAMADAN, H., HAURY, J., HEBRARD, J.-P., DANDELLOT, S. & A. CAZAUBON, 1995. Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiologia*, Vol 300/301, 115-122.
- ADLER, W., K. OSWALD & R. FISCHER, 1994. *Exkursionsflora von Österreich*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1180pp.
- AICHELE, D. & H.-W. SCHWEGLER, 1993. *Unsere Moos- und Farnpflanzen*. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co, Stuttgart, 378pp.
- ARTS, G.H.P., 1990. Aquatic Bryophyta as indicators of water quality in shallow pools and lakes in The Netherlands. *Ann. Bot. Fennici*, Vol. 27, 19-32.
- BAATTRUP-PEDERSON, A., SZOSZKIEWICZ, K., NIJBOER, R., O'HARE, M. & T. FERREIRA, 2006. Macrophyte communities in unimpycted European streams: variability and assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 179-196.
- BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER, 2003. *Multivariate Analysemethoden, Eine anwendungsorientierte Einführung*. 10. Auflage. Springer Verlag, Berlin, 830pp.
- BARKO, J.W. & W.F. JAMES, 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. *Ecological Studies*, Vol. 131, 197-214.
- BARKO, J.W. & R.M. SMART, 1981. Sediment based nutrition of submersed macrophytes, *Aquat. Bot.*, Vol. 10, 339-352.
- BATTALA R.J. & D. VERICAT, 2009. Hydrological and sediment transport dynamics of flushing flows: implications for management in large mediterranean rivers. *River. Res. Applic.*, Vol 25, 297-314.
- BAUERECKER, G, 1999. *Die Süßwassermollusken-fauna und Makrophytenflora des Ledererbaches (Tennengau, Salzburg)*. Diplomarbeit, Uni Salzburg, 90pp.
- BRABEC, K. & K. SZOSZKIEWICZ, 2006. Macrophytes and diatoms - major results and conclusions from STAR project. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 175-178.
- BREUGNOT, E., DUTARTRE, A. & C. LAPLACE-TREYTURE, 2008. Local distribution of macrophytes and consequences for sampling methods in large rivers. *Hydrobiologia*, Vol 610, 13-23.
- BRUNS, I., FRIESE, K., MARKERT, B. & G.-J. KRAUSS, 1997. The use of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. As a bioindicator for heavy metals. "Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. In active biomonitoring in the River Elbe. *The Science of the Total Environment*, Vol. 204, 161-176.

- BURKHARDT, E., MUHLE, H. & S. WINKLER, 1983. Zum Indikatorwert von submersen Wassermoosen in Iller und oberer Donau. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band X, 441-448.
- CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J. L. & A., ORTSCHKEIT, 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). Plant Ecology, Vol. 86, Nr. 1, 71-88.
- CARIGNAN, R. & J. KALFF, 1980. Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? Science, Vol. 207, 987-989.
- CHOVANEK, A., JÄGER, P., JUNGWIRTH, M., KOLLER-KREIMEL, V., MOOG, O., MUHAR, S. & ST. SCHMUTZ, 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive. Hydrobiologia, Vol. 422/423, 445-452.
- CHURCH, J.M., HODGETTS, N.G., PRESTON, C.D. & N.F. STEWART, 2004. British Red Data Books mosses and liverworts. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 168pp.
- CEN 230165: Water quality – Guidance on data collection, interpretation and classification of running waters based on aquatic macrophytes.
- DANIEL, H., BERNEZ, I., HAURY, J. & D. LE COEUR, 2005. The ability of aquatic macrophytes to assess fish farm pollution in two salmon rivers. Hydrobiologia, Vol. 551, 183-191.
- DANIEL, H., BERNEZ, I. & J. HAURY, 2006. Relationships between macrophytic vegetation and physical features of river habitats: the need for a morphological approach. Hydrobiologia, Vol. 570, 11-17.
- DAWSON, F.H., NEWMAN, J.R., GRAVELLE, M.J., ROUEN, K.J. & P. HENVILLE, 1999. Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. Research & Development, Technical Report E39, Environmental Agency, Bristol, 177pp.
- DEMARS, B.O.L. & G. THIÉBAUT, 2008. Distribution of aquatic plants in the Northern Vosges rivers: implications for biomonitoring and conservation. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst., Vol 18, 619-632.
- DEUTSCH, K. & N. KREUZINGER, 2005. Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Sektion VII (Hrsg.) UW.3.1.2/0013-VII/2005, 25pp.
- DILKS, T.J.K. & M.C.F. PROCTOR, 1975. Comparative experiments on temperature responses of bryophytes: assimilation, respiration and freezing damage. Journal of Bryology, Vol. 8, 317-336.
- DODKINS, I., RIPPEY, B. & P. HALE, 2005. An application of canonical correspondence analysis for developing ecological quality assessment metrics for river macrophytes. Freshwater Biology, Vol. 50, 891-904.

- ELLENBERG, H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart, 1095pp.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER, 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica, Vol. 18, Verlag Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen, 262pp.
- ELSTER, H.-J., 1958. Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Internat. Verein. Limnol. 13, 101-120.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxemburg.
- FERRÉOL, M., DOHET, A., CAUCHIE, H.-M. & L. HOFFMANN, 2005. A top-down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables. Hydrobiologia, Vol. 551, 193-208.
- FINK, M.H., MOOG, O. & R. WIMMER, 2000. Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Monographien, Band 128, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 110pp.
- FRAHM, J.-P., 1974. Wassermoose als Indikatoren für die Gewässerverschmutzung am Beispiel des Niederrheins. Gewässer und Abwässer, Band 53/54, 91-106.
- FRAHM, J.-P., 1997. Zur Ausbreitung von Wassermoosen am Rhein (Deutschland) und an seinen Nebenflüssen seit dem letzten Jahrhundert. Limnologica, Band 27 (2), 251-261.
- FRAHM, J.-P., 1998. Moose als Bioindikatoren. Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 187pp.
- FRAHM, J.-P., 2001: Biologie der Moose. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, 357pp.
- FRAHM, J.P. & U.W. ABTS, 1993. Veränderungen der Wassermoosflora des Niederrheins 1972 – 1992. Limnologica, Vol. 23 (2), 123-130.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY, 1992. Moosflora. 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528pp.
- FREY, W., FRAHM, J.-P., FISCHER, E. & W. LOBIN, 1995. Die Moos- und Farnpflanzen Europas. 6., völlig neu bearb. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 426.
- GEISSLER, P., 1976. Zur Vegetation alpiner Fließgewässer. Beiträge zur Kryptogamenflora der Schweiz, Band 14, Heft 2, 1-52.
- GLÄNZER, U., HABER, W. & A. KOHLER, 1977. Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. Arch. Hydrobiol., Vol. 79 (2), 193-232.

- GLIME, J.M. & R.E. KEEN, 1984. The importance of bryophytes in a mancentered world. *Journ. Hattori Bot. Lab.*, Vol. 55, 133-146.
- GRASMÜCK, N., HAURY, J., LÉGLIZE, L. & S. MULLER, 1995. Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. *Hydrobiologia*, Vol. 300/310, 115-122.
- GRIMS, F. [Hrsg.], 1999. Die Laubmoose Österreichs. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien, 418pp.
- GROLLE, R., 1983. Hepatics of Europe including the Azores. An annotated list of species, with synonyms from the recent literature. *J. Bryol.*, Vol. 12, 403-459.
- GUNKEL, G. 1994. Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 540pp.
- HAUNSCHMID et al., 2001. Fischökologische Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.- in prep.
- HARVEY, G.L., CLIFFORD, N.J. & A.M. GURNELL, 2008. Towards an ecologically meaningful classification of the low biotope for river inventory, rehabilitation, design and appraisal purposes. *Journal of Environmental Management*, Vol. 88, 638-650.
- HAURY, J., PELTRE, M.-C., TRÉMOLIÈRES, M., BARBE, J., THIÉBAUT, G., BERNEZ, I., DANIEL, H., CHATENT, P., HAAN-ARCHIPOF, G., MULLER, S., DUTARTRE, A., LAPLACE-TREYTURE, C., CAZAUBON, A. & E. LAMBERT-SERVIEN, 2006. A new method to assess water trophic and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, Vol 570, 153-158.
- HERING, D., VERDONSCHOT, P.F.M., MOOG, O. & L. SANDIN, 2004. Integrated assessment of running waters in Europe. *Hydrobiologia*, Vol 516, 516pp.
- HOLMES, N., BOON, P. & T. ROWELL, 1999. Vegetation communities of British rivers: a revised classification. Harper Collins Publisher, London, 495pp.
- HOLMES, N.T.H., NEWMAN, J.R., CHADD, J.R., ROUEN, K.J., SAINT, L. & F.H. DAWSON, 1999. Mean Trophic Rank: a user's manual. Research & Development, Technical Report E38, Environment Agency, Bristol, 134pp.
- HÜBSCHMANN, A., 1986. Prodrum der Moosgesellschaften Zentraleuropas. *Bryophytorum Bibliotheca*, Band 32, 413pp.
- HRVINAK, R., OTAHELOVA, H. & M. VALACHOVIC, 2007. The relationship between macrophyte vegetation and habitat factors along a middle-size european river. *Pol. J. Ecol.*, Vol 55, 717-729.
- ILLIES, J., 1978. Limnofauna Europea. 2., überarb. und erg. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 532pp.

- JOHNSON, R.K., HERING, D., FURSE, M.T. & P.F.M. VERDONSCHOT, 2006. Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia*, Vol 566, 139-152.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ, 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien, 547pp.
- KOHLER, A., 1975. Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. Naturk. Forsch. Süd.-Dtl. Oberdorfer-Festschrift*, Band 34, 149-159.
- KOHLER, A., 1978. Wasserpflanzen als Bioindikatoren. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ.* 11, 259–281.
- KOLLER-KREIMEL, V. & P. JÄGER, 2001. Guter Zustand und gutes ökologisches Potential – neu Schutz- und Sanierungsziele in der europäischen Wasserpolitik. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Jahrgang 53, Heft 5/6, 117-123.
- KOLLER-KREIMEL, V., 2002. Typisierung der österreichischen Fließgewässer im Sinne der Vorgaben des Anhangs II der WRRL. Arbeitskreis Ökologie, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 15pp.
- KOSIBA, O. & J. SAROSIEK, 1995. Disappearance of aquatic bryophytes resulting from water pollution by textile industry. *Cryptog. Helv.*, Vol 18, 85-93.
- KRAUSCH, H.-D., 1996. *Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 315pp.
- KRAUSE, W., 1997. Charales (Charophyceae), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18. Gustav Fischer Verlag, Jena, 202pp.
- KUHAR, U., GREGORC, T., RENCELJ, M., SRAJ-KRZIC, N. & A. GABERSCIK, 2007. Distribution of macrophytes and condition of the physical environment of streams flowing through agricultural landscape in north-eastern Slovenia. *Limnologia*, Vol. 37, 146-154.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER, 1999. *Limnökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 489pp.
- LORENZ, C.M., 2003. Bioindicators for ecosystem management, with special reference to freshwater systems. in MARKERT et al., 2003, 123-152.
- MARENT, H., SCHWAIGER, K., SCHIMON, W. & G. OSEGGER, 2005: EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG – Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme, Zusammenfassung der Ergebnisse aus Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 205pp.
- MARKERT, B.A., BREURE, A.M. & H.G. ZECHMEISTER, 2003. Bioindicators & Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications. Trace Metals and other Contaminants in the Environment, Vol. 6, Elsevier, Amsterdam, 333pp.

- MAUTHER-WEBER, R., 2007. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil C – Arbeitssicherheit. C-01b_ARS. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/, Bereich „Wasser/Wasserrahmenrichtlinie“, 24pp.
- MCCUNE, B. & M.J. MEFFORD, 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, 237pp.
- MEHL, D. & V. THIELE, 1998. Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes. Parey Buchverlag, Berlin, 261pp.
- MELZER, A., 1976. Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des gewässerzustandes oberbayrischer Seen. Dissertationes Botanicae, Band 34, 195pp.
- MESTERS, C. M. L., 1995. Shifts in macrophyte species composition as a result of eutrophication and pollution in Dutch transboundary streams over the past decades. J. Aquat. Ecosyst. Health, Vol. 4, 295-305.
- MÖNKEMEYER, W., 1927. Die Laubmoose Europas. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, Rabenhorsts Krypt. Flora Bd. IV, Erg. Bd., 960pp.
- MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN, 2001. Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. – Publikationen Wasserwirtschaftskataster, BMLFUW, 1-106.
- MOOG, O., SCHMIDT-KLOIBER, A., OFENBÖCK, T. & J. GERRITSEN, 2004. Does the ecoregion approach the typological demands of the EU `Water Framework Directive`? Hydrobiologia, Vol. 516, 21-33.
- MULLER, E., 1996. Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. Aquatic botany, Vol. 58, 411-437.
- NEBEL, M. & G. Philippi [Hrsg.], 2000: Die Moose Baden-Württembergs. Band 1.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 512pp.
- NEBEL, M. & G. PHILIPPI [Hrsg.], 2001: Die Moose Baden-Württembergs. Band 2.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 529pp.
- NEBEL, M. & G. PHILIPPI [Hrsg.], 2005: Die Moose Baden-Württembergs. Band 3.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 487pp.
- NIJBOER, R.C., JOHNSON, R.K., VERDONSCHOT, P.F.M., SOMMERHÄUSER, M. & A. BUFFAGNI, 2004. Establishing reference conditions for European Streams. Hydrobiologia, Vol. 516, 91-105.
- NIKL FELD, H. [Hrsg.], 1999. Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 10, austria medien service GmbH, Graz, 292pp.

- O'HARE, M.T., BAATTRUP-PEDERSON, A., NIJBOER R., SZOSKIEWICZ, K. & T. FERREIRA, 2006. Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 197-210.
- OBERDORFER, E., 1992. Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I, 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 314pp.
- ÖNORM M6232, 1995: Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Österreichisches Normungsinstitut, 38pp.
- ÖNORM EN 14184: Water quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water.
- ÖNORM EN 14996: Water quality – Guidance standard on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment.
- OSTENDORP, W. & E. SCHMIDT, 1977. Untersuchungen zur Biomasseverteilung submerser Bryophyten in der Selbstreinigungsstrecke eines Brauereiabwasservorfluters (Mettma, Hochschwarzwald). *Gewässer und Abwässer*, Band 62/63, 85-96.
- PAAVOLA, R., MUOTKA, T., VIRTANEN, R., HEINO, J. & P. KREIVI, 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater Biology*, Vol. 48, 1912-1923.
- PALL, K., 1999: Characeen.- In: ROTT, E. et al., 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen, Teil 2: Trophieindikation und Autökologische Anmerkungen. Österr. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 248pp.
- PALL, K. & V. MOSER, 2003. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer an Hand des Phytobenthos und der Makrophyten gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Teil Makrophyten. Unveröffentlichte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 77pp.
- PALL, K. & V. MOSER, 2006. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 – Makrophyten. A4-01a_MPH. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/, Bereich „Wasser/Wasserrahmenrichtlinie“, 49pp.
- PALL, K. & V. MOSER, 2007. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 – Makrophyten. A4-01b_MPH. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/, Bereich „Wasser/Wasserrahmenrichtlinie“, 60pp.
- PALL, K. & V. MOSER, 2008. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 – Makrophyten. A4-01c_MPH. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/, Bereich „Wasser/Wasserrahmenrichtlinie“.
- PALL, K. & V. MAYERHOFER, 2008. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 – Makrophyten. A4-01d_MPH. Bundesministerium

- für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, www.lebensministerium.at/, Bereich „Wasser/Wasserrahmenrichtlinie“, 62pp.
- PALL, K. & V. MAYERHOFER, 2009. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 – Makrophyten. A4-01e_MPH. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/74897/1/27032/>, 66pp.
- PAPP, B. & M. RAJCZY, 1995. Changes of bryophyte vegetation and habitat conditions along a section of the river Danube in Hungary. *Cryptop. Helv.*, Vol. 18, 95-105.
- PATON, J.A., 1999. The liverwort flora of the British Isles. Harley Books, Colchester, 626pp.
- PINTO, P., MORAIS, M., ILHÉU, M. & L. SANDIN, 2006. Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 75-90.
- PIPP, E. & P. PFISTER, 2005. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer an Hand des Phytobenthos gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Vorschlag für ein Trophie-basiertes Bewertungsverfahren. Studie im Auftrag des BMLFUW, unveröff. Bericht, 278pp.
- PFISTER, P., PIPP, E. & K. PALL, 2001. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Phytobenthos und Makrophyten in Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.- in prep.
- PORLEY, R. & N. HODGETTS, 2005. Mosses & Liverworts. Harper Collins Publisher, London, 495pp.
- PRESTON, C.D., 1995. Pondweeds of Great Britain and Ireland. Botanical Society of the British Isles, Handbook No. 8., London, 352 pp.
- PROBST, W., 1986. Biologie der Moos- und Farnpflanzen. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 333pp.
- RIIS, T. & K. SAND-JENSEN, 2001. Historical changes of species composition and richness accompanying disturbance and eutrophication of lowland streams over 100 years. *Freshwat. Biol.*, Vol. 46, 269-280.
- ROBACH, F., THIÉBAUT, G. TRÉMOLIÈRS, M. & S. MULLER, 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. *Hydrobiologia*, Vol. 340, 67-76.
- ROTHMALER, W. [Begr.], 2002: Exkursionsflora von Deutschland, Band 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 9. völlig neu bearbeitete Auflage, Spektrum, Akad. Verlag, Berlin, 948pp.
- ROTT, E., PIPP, E., PFISTER, P., VAN DAM, H., ORTLER, K., BINDER, N. & PALL, K., 1999: Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2:

- Trophieindikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 248pp.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. & U. SCHMEDTJE, 2004. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologia*, Vol. 34, 283-301.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., KÖPF, B., MEILINGER, P., SCHMEDTJE, U., SCHNEIDER, S. & D. STELZER, 2005. Bewertungsverfahren Makrophyten & Phyto-benthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. Informationsbe-richte Heft 1/05. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 245pp.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & J. FOERSTER, 2006. Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 124pp.
- SCHMEDTJE, U., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S. & H. TREMP, 1998. Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/98, 501pp.
- SCHÖNBORN, W., 1992. Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 504pp.
- SCHÖNBORN, W., 2003. Lehrbuch der Limnologie. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 588pp.
- SCHNEIDER, S. & A. MELZER, 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, Vol. 88, 49-67.
- SCHWOERBEL, J., 1993. Einführung in die Limnologie. 7. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 387pp.
- SEELE, J., 2000. Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihrer Einzugsgebiete. Dissertation, Technische Universität München, 185pp.
- SMITH, A.J.E., 1978. The moss flora of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, 712pp.
- SMITH, A.J.E., 2004. The moss flora of Britain. Cambridge University Press, Cambridge, 1012pp.
- SOMMERHÄUSER, M., SCHARNER, C., SCHIMMER, H., SCHINDLER, A., PLANTIKOW, K. & F. VIETORIS, 2007. Design of a new monitoring network and .rst testing of new biologicalassessment methods according to water framework directive. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 9, 966-969.

- SPRINGE, G., SANDIN, L., BRIEDE, A. & A. SKUJA, 2006. Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing streams. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 153-172.
- STANISZEWSKI, R., SZOSZKIEWICZ, K., ZBIERSKA, J., LESNY, J., JUSIK, S. & R.T. CLARKE, 2006. Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 235-246.
- STATZNER, B., J. GORE & V. RESH, 1988. Hydraulic Stream Ecology: observed patterns and potential applications. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 7 (4), 307-360.
- SZOSZKIEWICZ, K., FERREIRA, T., KORTE, T., BAATRUP-PEDERSEN, A., DAVY-BOWKER, J. & M. O'HARE, 2006. European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia*, Vol. 566, 211-234.
- TREMP, H., 1992. Einsatz submerseer Bryophyten als Bioindikatoren in versauerten Fließgewässern des Schwarzwaldes. *Hohenheimer Umwelttagung*, Band 24, 143-158.
- TREMP, H., 1993. Ein einfacher Nachweis der unterschiedlichen Säuretoleranz bei Wassermoosen. Visuelle und fluoreszenzoptische Bonitur. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, Heft 2, 281-286.
- TREMP, H., 1999. Submerged Bryophytes in Running Waters, Ecological Characteristics and thier Use in Biomonitoring. *Environmental Science Forum*, Vol. 96, 233-242.
- TREMP, H., 2007. Spatial and environmental effects on hydrophytic macrophyte occurrence in the Upper Rhine floodplain (Germany). *Hydrobiologia*, Vol 586, 167-177.
- TREMP, H. & A. KOHLER, 1993. Wassermoose als Versauerungsindikatoren – Praxisorientierte Bioindikationsverfahren mit Wassermoosen zur Überwachung des Säurezustandes von pufferschwachen Fließgewässern. *Veröff. PAÖ* 6, 126pp.
- TREMP, H. & A. KOHLER, 1995. The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta bot. Gallicia*, Vol 142 (6), 541-550.
- TREMP, H. & A. KOHLER, 1996. Möglichkeiten zur Beurteilung des Säuregrades und der Versauerungsgefährdung von Fließgewässern mit Hilfe submerser Makrophyten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Band 25, 195-203.
- TRIST, L., 2006. A comparison of macrophyte indices in headwaters of rivers in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, Vol. 570, 165-171.
- TURNER, B.L., BAXTER, R., ELLWOOD, N.T.W. & B.A. WHITTON, 2001. Characterization of the phosphatase activities of mosses in relation to their environment. *Plant, Cell and Environment*, Vol. 24, 1165-1176.

- VANDERPOORTEN, A., 1999. Aquatic bryophytes for a spatio-temporal monitoring of the water pollution of the rivers Meuse and Sambre (Belgium). *Environmental Pollution*, Vol. 104, 401-410.
- VITT, D.H. & GLIME, J.M., 1984. The structural adaptations of aquatic musci. *Lindbergia* 10, 61-77.
- VIRTANEN, R., MUOTKA, T. & M. SASKA, 2001. Species richness – standing crop relationship in stream bryophyte communities: patterns across multiple scales. *Journal of Ecology*, Vol 89, 14-20.
- WALLIN, M., WIEDERHOLM, T. & R.K. JOHNSON, 2003. REFCOND Guidance - Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3, Version 7.0 (final), 89pp.
- WEHR, J.D. & B.A. WHITTON, 1986. Ecological factors relating to morphological variation in the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) C. Jens. *J. Bryol.*, Vol. 14, 269-280.
- WERLE, W. 1982. Eignung von submersen Makrophyten als Bioindikatoren in Fließgewässern. *Mitt. Pollichia*, Vol. 70, 125-168.
- WERNER, J., 2001. Aperçu sur les bryophytes (sub-) aquatiques des rivières luxemburgeoises. *Bull. Soc. Nat. luxemb.*, Vol. 101, 3-18.
- WEYER, K. VAN DE, WAHRENBURG, P. & G. WIEGLEB, 1990. Die Makrophytenvegetation im Einzugsgebiet der Rur. I. Die Fließgewässervegetation und ihre Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. *Decheniana*, Vol 143, 141-159. in VAN DE WEYER (2001).
- WEYER, K. VAN DE, 2001. Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Nr. 30, 108pp.
- WIEGLEB, G., 1978. Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. *Arch. Hydrobiol.*, Vol. 83, 443–484.
- WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., BIGGS, J., BRAY, S., FOX, G., NICOLET, P. & D. SEAR, 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, Vol 115, 329-341.
- WIMMER, R. & A. CHOVANEC, 2000. Fließgewässertypen in Österreich im Sinne des Anhangs II der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BMFLFUW, Veröffentlichungen Wasserwirtschaftskataster, 1-39.
- WIMMER, R., CHOVANEC, A., MOOG, O., FINK, M.H. & D. GRUBER, 2000. Abiotic stream classification as a basis for a surveillance monitoring network in Austria in accordance with the EU Water Framework Directive. *Acta hydrochim.hydrobiol.*, 28/4, 177-184.

- WRIGHT, R.F., DALE, T., GJESSING, E.T., HENDREY, G.R., HENRIKSEN, A., JOHANNESSEN, M. & I.P. MUNIZ, 1975. Impact of acid precipitaion on freshwater ecosystems in Norway. Impact of acid precipitaion on freshwater ecosystems in Norway, Vol. 6, 483-499.
- ZECHMEISTER, H., 1992. Moose und Moosgesellschaften an ausgewählten Bächen des Verwall, unter besonderer Berücksichtigung der Sprühwasserzönosen. Teilbericht.
- ZECHMEISTER, H.G., GRODZINSKA, K. & G. SZAREK-LUKASZEWSKA, 2003. Bryophytes.- In: MARKERT, B.A., BREURE, A.M. & H.G. ZECHMEISTER, 2003. Bioindicators & Biomonitoring. Principles, Concepts and Applications. Trace Metals and other Contaminants in the Environment, Vol. 6, Elsevier, Amsterdam, 333pp.
- ZECHMEISTER, H. & L. MUCINA, 1994. Vegetation of European Springs: High-Rank Syntaxa of the *Montio-Cardaminetea*. Journal of Vegetation Science, Vol. 5, Nr. 3, 385-402.

9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Fließgewässer-Bioregionen Österreichs; Datenquellen: Universität für Bodenkultur (MOOG et al. 2001), AG Fischökologie / BAW Scharfling (HAUNSCHMID et al. 2001), ARGE Limnologie GmbH (PFISTER et al. 2001), Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) / Umweltbundesamt (WIMMER et al. 2000), Wassergüterhebung in Österreich, Wasserwirtschaftskataster im BMLFUW, Ämter d. Landesregionen.	15
Abb. 2.: Lage der Untersuchungsstellen in der Fließgewässer-Bioregionskarte (PALL & MOSER 2003).	16
Abb. 3: Lage Median, oberes und unteres Quartil sowie Minimum und Maximum in der Boxplot-Darstellung.	20
Abb. 4: Beispiel Analyse der Verbreitung einer Art in Abhängigkeit von einem Parameter.	23
Abb. 5: Anzahl der gefundenen Moosarten je untersuchtem Fließgewässerabschnitt.	25
Abb. 6: Vorkommen von aquatischen Moosen innerhalb der Untersuchungsstellen (PALL & MOSER 2003).	29
Abb. 7: Vorkommen von aquatischen Moosen in den einzelnen Bioregionen (PALL & MOSER 2003).	30
Abb. 8: Vorkommen von Höheren Pflanzen und Characeen unter Berücksichtigung von Hydrophyten und Amphiphyten innerhalb der Untersuchungsstellen (PALL & MOSER 2003).	31
Abb. 9: Vorkommen von Höheren Pflanzen und Characeen unter Berücksichtigung von Hydrophyten und Amphiphyten in den einzelnen Bioregionen (PALL & MOSER 2003).	32
Abb. 10: Vorkommen von Makrophyten (Höheren Pflanzen, Characeen und Moose) unter Berücksichtigung von Hydrophyten und Amphiphyten innerhalb der Untersuchungsstellen (PALL & MOSER 2003).	33
Abb. 11.: Relativer Anteil der Probestellen mit Vertretern der jeweiligen Pflanzengruppen (Aquatische Moose, Höhere Pflanzen und Characeen) in Relation zur Gesamtanzahl der untersuchten Gewässerabschnitte.	34
Abb. 12: Anzahl der Probestellen mit Vertretern der jeweiligen Pflanzengruppen (Aquatische Moose, Höhere Pflanzen und Characeen) unterteilt in Hydro- und Amphiphyten sowie Anzahl der vegetationslosen Stellen innerhalb aller Probestellen.	34
Abb. 13: Relative Verbreitung der Höheren Wasserpflanzen und Moose in den einzelnen Bioregionen (PALL & MOSER 2003).	37
Abb. 14: Vorkommen von Höheren Wasserpflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von der Höhenlage (PALL & MOSER 2003).	38
Abb. 15: Vorkommen von Höheren Pflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen an den untersuchten Stellen (PALL & MOSER 2003).	39
Abb. 16: Vorkommen von Höheren Pflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit an den untersuchten Stellen.	40
Abb. 17: Vorkommen von Höheren Pflanzen und aquatischen Moosen in Abhängigkeit von der Substratklasse in den untersuchten Stellen (PALL & MOSER 2003).	41
Abb. 18.: Verbreitung von <i>Amblystegium riparium</i> in den einzelnen Bioregionen.	44

Abb. 19: Verbreitung von <i>Amblystegium riparium</i> in den einzelnen Höhenstufen. ...	45
Abb. 20.: Verbreitung von <i>Amblystegium riparium</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	45
Abb. 21.: Verbreitung von <i>Amblystegium riparium</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	45
Abb. 22.: Verbreitung von <i>Amblystegium riparium</i> in den einzelnen Trophiestufen..	46
Abb. 23.: Verbreitung von <i>Blindia acuta</i> in den einzelnen Bioregionen.	47
Abb. 24: Verbreitung von <i>Blindia acuta</i> in den einzelnen Höhenstufen.	47
Abb. 25.: Verbreitung von <i>Blindia acuta</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.....	47
Abb. 26.: Verbreitung von <i>Blindia acuta</i> entsprechend den Strömungs- verhältnissen.	48
Abb. 27.: Verbreitung von <i>Blindia acuta</i> in den einzelnen Trophiestufen.....	48
Abb. 28.: Verbreitung von <i>Brachythecium plumosum</i> in den einzelnen Bioregionen.	49
Abb. 29: Verbreitung von <i>Brachythecium plumosum</i> in den einzelnen Höhenstufen.	49
Abb. 30.: Verbreitung von <i>Brachythecium plumosum</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	49
Abb. 31.: Verbreitung von <i>Brachythecium plumosum</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	50
Abb. 32.: Verbreitung von <i>Brachythecium plumosum</i> in den einzelnen Trophiestufen.	50
Abb. 33.: Verbreitung von <i>Brachythecium rivulare</i> in den einzelnen Bioregionen.....	51
Abb. 34: Verbreitung von <i>Brachythecium rivulare</i> in den einzelnen Höhenstufen. ...	52
Abb. 35.: Verbreitung von <i>Brachythecium rivulare</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	52
Abb. 36.: Verbreitung von <i>Brachythecium rivulare</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	52
Abb. 37.: Verbreitung von <i>Brachythecium rivulare</i> in den einzelnen Trophiestufen..	53
Abb. 38.: Verbreitung von <i>Cinclidotus fontinaloides</i> in den einzelnen Bioregionen. .	54
Abb. 39: Verbreitung von <i>Cinclidotus fontinaloides</i> in den einzelnen Höhenstufen. .	54
Abb. 40.: Verbreitung von <i>Cinclidotus fontinaloides</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	55
Abb. 41.: Verbreitung von <i>Cinclidotus fontinaloides</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	55
Abb. 42.: Verbreitung von <i>Cinclidotus fontinaloides</i> in den einzelnen Trophiestufen.	55
Abb. 43.: Verbreitung von <i>Cinclidotus riparius</i> in den einzelnen Bioregionen.....	56
Abb. 44: Verbreitung von <i>Cinclidotus riparius</i> in den einzelnen Höhenstufen.	57
Abb. 45.: Verbreitung von <i>Cinclidotus riparius</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	57
Abb. 46.: Verbreitung von <i>Cinclidotus riparius</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	57
Abb. 47.: Verbreitung von <i>Cinclidotus riparius</i> in den einzelnen Trophiestufen.....	58
Abb. 48.: Verbreitung von <i>Conocephalum conicum</i> in den einzelnen Bioregionen...	59
Abb. 49: Verbreitung von <i>Conocephalum conicum</i> in den einzelnen Höhenstufen. .	59
Abb. 50.: Verbreitung von <i>Conocephalum conicum</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	59
Abb. 51.: Verbreitung von <i>Conocephalum conicum</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	60
Abb. 52.: Verbreitung von <i>Conocephalum conicum</i> in den einzelnen Trophiestufen.	60
Abb. 53.: Verbreitung von <i>Cratoneuron filicinum</i> in den einzelnen Bioregionen.	61
Abb. 54: Verbreitung von <i>Cratoneuron filicinum</i> in den einzelnen Höhenstufen.	62

Abb. 55.: Verbreitung von <i>Cratoneuron filicinum</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	62
Abb. 56.: Verbreitung von <i>Cratoneuron filicinum</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	62
Abb. 57.: Verbreitung von <i>Cratoneuron filicinum</i> in den einzelnen Trophiestufen. ...	63
Abb. 58.: Verbreitung von <i>Dichodontium pellucidum</i> in den einzelnen Bioregionen.	64
Abb. 59.: Verbreitung von <i>Dichodontium pellucidum</i> in den einzelnen Höhenstufen.	64
Abb. 60.: Verbreitung von <i>Dichodontium pellucidum</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	64
Abb. 61.: Verbreitung von <i>Dichodontium pellucidum</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	65
Abb. 62.: Verbreitung von <i>Dichodontium pellucidum</i> in den einzelnen Trophiestufen.	65
Abb. 63.: Verbreitung von <i>Fontinalis antipyretica</i> in den einzelnen Bioregionen.	66
Abb. 64.: Verbreitung von <i>Fontinalis antipyretica</i> in den einzelnen Höhenstufen.	66
Abb. 65.: Verbreitung von <i>Fontinalis antipyretica</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	67
Abb. 66.: Verbreitung von <i>Fontinalis antipyretica</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	67
Abb. 67.: Verbreitung von <i>Fontinalis antipyretica</i> in den einzelnen Trophiestufen.	67
Abb. 68.: Verbreitung von <i>Hygroamblystegium fluviatile</i> in den einzelnen Bioregionen.	68
Abb. 69.: Verbreitung von <i>Hygroamblystegium fluviatile</i> in den einzelnen Höhenstufen.	69
Abb. 70.: Verbreitung von <i>Hygroamblystegium fluviatile</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	69
Abb. 71.: Verbreitung von <i>Hygroamblystegium fluviatile</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	69
Abb. 72.: Verbreitung von <i>Hygroamblystegium fluviatile</i> in den einzelnen Trophiestufen.	70
Abb. 73.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum luridum</i> in den einzelnen Bioregionen.	71
Abb. 74.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum luridum</i> in den einzelnen Höhenstufen.	71
Abb. 75.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum luridum</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	72
Abb. 76.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum luridum</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	72
Abb. 77.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum luridum</i> in den einzelnen Trophiestufen. ...	72
Abb. 78.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum ochraceum</i> in den einzelnen Bioregionen.	73
Abb. 79.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum ochraceum</i> in den einzelnen Höhenstufen.	74
Abb. 80.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum ochraceum</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	74
Abb. 81.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum ochraceum</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	74
Abb. 82.: Verbreitung von <i>Hygrohypnum ochraceum</i> in den einzelnen Trophiestufen.	75
Abb. 83.: Verbreitung von <i>Palustriella commutata</i> in den einzelnen Bioregionen.	76
Abb. 84.: Verbreitung von <i>Palustriella commutata</i> in den einzelnen Höhenstufen.	76
Abb. 85.: Verbreitung von <i>Palustriella commutata</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	76
Abb. 86.: Verbreitung von <i>Palustriella commutata</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	77

Abb. 87.: Verbreitung von <i>Palustriella commutata</i> in den einzelnen Trophiestufen..	77
Abb. 88.: Verbreitung von <i>Rhynchostegium riparioides</i> in den einzelnen Bioregionen.	78
Abb. 89: Verbreitung von <i>Rhynchostegium riparioides</i> in den einzelnen Höhenstufen.	79
Abb. 90.: Verbreitung von <i>Rhynchostegium riparioides</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	79
Abb. 91.: Verbreitung von <i>Rhynchostegium riparioides</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	79
Abb. 92.: Verbreitung von <i>Rhynchostegium riparioides</i> in den einzelnen Trophiestufen.	80
Abb. 93.: Verbreitung von <i>Scapania undulata</i> in den einzelnen Bioregionen.	81
Abb. 94: Verbreitung von <i>Scapania undulata</i> in den einzelnen Höhenstufen.	81
Abb. 95.: Verbreitung von <i>Scapania undulata</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	81
Abb. 96.: Verbreitung von <i>Scapania undulata</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	82
Abb. 97.: Verbreitung von <i>Scapania undulata</i> in den einzelnen Trophiestufen.	82
Abb. 98.: Verbreitung von <i>Schistidium rivulare</i> in den einzelnen Bioregionen.	83
Abb. 99: Verbreitung von <i>Schistidium rivulare</i> in den einzelnen Höhenstufen.	83
Abb. 100.: Verbreitung von <i>Schistidium rivulare</i> entsprechend der Fließgeschwindigkeit.	84
Abb. 101.: Verbreitung von <i>Schistidium rivulare</i> entsprechend den Strömungsverhältnissen.	84
Abb. 102.: Verbreitung von <i>Schistidium rivulare</i> in den einzelnen Trophiestufen.	84
Abb. 103: Boxplot-Darstellung des Verbreitungsspektrums der einzelnen aquatischen Moose in Abhängigkeit von der Alkalinität (PALL & MOSER 2003, verändert).	86
Abb. 104: Darstellung der Ordination der einzelnen Probestellen der Silikatgewässer sowie der Schwerpunktswerte der zusammengefassten Bioregionen basierend auf der Korrespondenzanalyse.	89
Abb. 105: Darstellung der Ordination der einzelnen Probestellen der Kalkgewässer sowie der Schwerpunktswerte der zusammengefassten Bioregionen basierend auf der Korrespondenzanalyse.	90
Abb. 106: Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer (PALL & MAYERHOFER 2009) ohne Berücksichtigung der Höhenlage basierend auf den Ökoregionen nach ILLIES (1978) und den Fließgewässer-Bioregionen Österreichs (MOOG et al. 2001).	93
Abb. 107: Schematisierte Darstellung von prozentuellen Anteilen der abiotischen Choriotope in unterschiedlichen Fließgewässertypen (JUNGWIRTH et al. 2003, S.52).	102
Abb. 108: Verteilung der Ökoregionen nach ILLIES (1978) über Österreich.	104
Abb. 109: Makrophytentypologie für österreichische Fließgewässer (PALL & MAYERHOFER 2009) basierend auf den Ökoregionen nach ILLIES (1978) und den Fließgewässer- Bioregionen Österreichs (MOOG et al. 2001).	127

10 TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Unterteilung Österreichs nach Ökoregionen (ILLIES 1978, FINK et al. 2000), Sub-Ökoregionen und Bioregionen basierend auf MOOG (2001).....	14
Tab. 2: Zusammengefasste Einheiten des Sondertyps "große Flüsse" (KOLLER-KREIMEL 2002).	15
Tab. 3: Mengenschätzung nach KOHLER (1978) und entsprechende verbale Beschreibung (ÖNORM M 3262).	18
Tab. 4: Beispiel Dateneingabe der vorgefundenen Makrophytenvegetation entsprechend der jeweiligen Probestelle in eine Excel-Datei.	19
Tab. 5: Artenliste aller erhobenen Wassermoose. Bei der Lebensform wurde allen Arten mit hydrophytischer Lebensform gemäß ELLENBERG et al. (2001) "Hydrophyt" sowie den restlichen Arten die Bezeichnung "Amphiphyt" zugewiesen. Die einzelnen Werte der RL stehen gemäß NIKLFELD (1999) für: 0 – ausgerottet, ausgestorben oder verschollen, 1 – vom Aussterben bedroht, 2 – stark gefährdet, 3 – gefährdet und 4 – potentiell gefährdet, die Bezeichnung "–r" bedeutet regionale Gefährdung entsprechend der angegebenen Stufe im außeralpinen Raum und der Zusatz "r" inkl. der zweiten Zahl entspricht der zusätzlichen Gefährdung außerhalb des Alpengebiets.	26
Tab. 6: Ausschnitt Vegetationstabelle der untersuchten Probestellen (Einfärbung: orange – Silikatgewässer, blau – Kalkgewässer) sortiert nach Anzahl an Silikatzeigern, Indifferenten Arten und Kalkzeigern (PALL & MOSER 2003).	88
Tab. 7: Makrophytentypen der österreichischen Fließgewässer inkl. Zuordnung zu Ökoregion, Bioregion und Höhenlage und Angabe des Kürzels (PALL & MAYERHOFER 2009).....	91
Tab. 8: Makrophytentypologie der österreichischen Fließgewässer (PALL & MAYERHOFER 2009) mit entsprechender Unterteilung in Ökoregion (ILLIES 1978), Höhenlage und Bioregion (MOOG 2001) und Angabe des Kürzels.	128
Tab. 9: Bioregions- und höhenstufenspezifischer Grundzustand nach PIPP & PFISTER (2005).....	131
Tab. 10: Erhebungsbogen zur Erfassung der Makrophytenvegetation.....	154
Tab. 11: Erhebungsbogen zur Erfassung der Zusatzparameter.....	155
Tab. 12: Erklärungen zum Erhebungsbogen Zusatzparameter.....	156
Tab. 13: Auflistung der untersuchten Fließgewässer.....	157

11.1 Erhebungsbögen

Tab. 10: Erhebungsbogen zur Erfassung der Makrophytenvegetation.

[illegible]

Tab. 11: Erhebungsbogen zur Erfassung der Zusatzparameter.

ERHEBUNGSBOGEN ZUSATZPARAMETER - FG														
Allgemeines	Gewässer		Stellencode		Datum		X		Anfang		Ende			
	Probenstelle		Fluß-km		Meridian		Y							
	Stellenbeschreibung				Foto		Nr. von		Nr. bis		Bearb.			
	Projekt		Auftraggeber		Auftragnehmer									
	Seehöhe		Alkalinität [mVal/l]		Einzugsgebiet [km²]									
	Fließgewässertyp				dominanter Typ im Oberlauf									
Generelle Parameter	Einzugsgebiet				unmittelb. Einfluß bis ca. 500m oh				Querschnittsmaße [m]				Strömung 0 / 1 2 3	
	unbeeinflusst				See				Sohlbreite				gesch. m/s:	
	Landwirtschaft				Zufluss				Abstand Oberkante				Strömungsdiversität	
	Siedlungen				Staubereich				Querschnittstiefe				0 / 1 2 3	
	Industrie				Einleitung				Gewässertiefe				Tiefendiversität	
	Laufkrümmung				Landwirtschaft				Abflußtendenz				0 / 1 2 3	
Ufer / Untergrund	Uferverbau [%] L R				Uferbewuchs [%] L R				Substrat [%] L R				Substratdiversität	
	kein U-verbau				fehlend				Megalithal				0 / 1 2 3	
	Steinwurf				Wiese				Makrolithal				Trübung 0 / 1 2 3	
	Pflaster				Röhricht				Mesolithal				wegen Regen?	
	Beton/Mauer				Hochstauden				Mikrolithal				Beschattung	
	Querbauw./Sohlverbau				Einzelgehölz				Akal				0 / 1 2 3	
Nutzung	Art				Gebüsch				Psammal				Veralgung	
	FH [cm]				Auwald				Pelal				0 / 1 2 3	
	L Uferneigung R				Mischwald				Detritus				Bemerkungen	
	0 / 1 2 3				Laubwald				Xylal					
					Nadelwald				Sapropel					
Umlandnutzung [%] L R				Pufferzone [%] L R				Umlandverzahnung 0 / 1 2 3						
keine				Breite [m]				natürlich abiotisch						
Laubwald				fehlend				pot. Besiedelungsbeeinträchtigung						
Nadelwald				Röhricht										
Mischwald				Hochstauden				anthropogen						
Radweg				Gebüsch				Beeinträchtigung vorhanden?						
Straße				Gehölzstreifen				J / N Art						
Landwirtschaft				Auwald										
Siedlung				Wald										
Industrie				extens. Wiese										

Tab. 12: Erklärungen zum Erhebungsbogen Zusatzparameter.

Anmerkungen Erhebungsbogen Zusatzparameter - FG

	Erhebungsparameter	Erklärung
Allgemeines	X und Y	Anfang und Ende der Untersuchungsstrecke sind mit GPS einzumessen; Angabe von Rechts- und Hochwert (Bundesmeldenetz)
	Meridian	M28, M31 oder M34
	Stellenbeschreibung	genauere Ortsbeschreibung, oh oder uh ARA,...
	Bearb.	Bearbeiter
	Fließgewässertyp, dominanter Typ	Fließgewässertyp nach Makrophytentypologie
Generelles	0 / 1 2 3	falls nicht anders angegeben: 4-teilige Skala; 0 (kein) - 1 (gering) - 2 (mäßig) - 3 (stark/hoch)
	Einzugsgebiet	beschreibt die dominanten Einflussfaktoren im Einzugsgebiet der FG-Stelle
	Laufkrümmung	4-teilige Skala; 0 (geradlinig, gestreckt) - 1 (schwach geschwungen) - 2 (mäßig geschwungen) - 3 (stark geschw./mäandrierend)
	Abstand Oberkante	Abstand der Böschungsoberkanten
	Querschnittstiefe	Gewässersohle bis Böschungsoberkante
	Abflusstendenz	Hochwasser - Mittelwasser - Niedrigwasser zum Zeitpunkt der Aufnahme
	Strömung	4-teilige Skala; 0 (keine) - 1 (ruhig fließend) - 2 (fließend mit Turbulenzen) - 3 (turbulent)
	Querbauw.	Querbauwerk: Angabe der Art und Fallhöhe (FH) in cm
	Sohlverbau	Angabe der Art und wieviel % der Untersuchungsstrecke betroffen sind
	Uferneigung	4-teilige Skala; 0 (flach) - 1 (mäßig steil) - 2 (steil) - 3 (senkrecht)
Ufer / Untergrund	Uferbewuchs	zu beachten ist ausschließlich der Bewuchs der Uferböschung
	Substrat	nach ÖNORM M6232 (s.u.)
	Beschattung nach Wörlein (1992):	0 - vollsonnig (Sonne von deren Auf- bis Untergang) 1 - sonnig (in der überwiegenden Zeit zw. Auf- und Untergang; immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne) 2 - halbschattig (mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet) 3 - schattig (voller Schatten unter Bäumen)
	Pufferzone	jener Teil, der sich zwischen Oberkante der Uferböschung und der Umlandnutzung befindet. Nur natürlicher Bewuchs!!!
	Umlandverzahnung	beschreibt in wie weit das Umland in Verbindung mit dem Gewässer steht.
Nutzung	pot. Besiedelungsbeeinträchtigung	natürliche, abiotische Faktoren: Strömung, Beschattung, Geschiebe,...
	Beeinträchtigung vorhanden	anthropogen: Öl, Müll,...

	Bezeichnung	Korngrößenbereich	Beschreibung des Teillebensraumes
Substrat nach ÖNORM 6232	Megalithal	über 40 cm	Oberseite großer Steine und Blöcke, anstehender Fels
	Makrolithal	über 20 cm bis 40 cm	grobes Blockwerk, etwa kopfgroße Steine vorherrschend, variable Anteile von Steinen, Kies und Sand
	Mesolithal	über 6,3 cm bis 20 cm	faust- bis handgroße Steine mit variablem Anteil an Kies und Sand
	Mikrolithal	über 2 cm bis 6,3 cm	Grobkies (taubenei- bis kinderfaustgroß) mit Anteilen von Mittel- und Feinkies und Sand
	Akal	über 0,2 cm bis 2 cm	Fein- bis Mittelkies
	Psammal	0,063 mm bis 2 mm	Sand
	Pelal	unter 0,063 mm	Schluff, Lehm, Ton und Schlamm
	Detritus		Ablagerungen aus partikulärem organischem Material; man unterscheidet: CPOM (= coarse particular organic matter), wie zB Fallaub, und FPOM (= fine particular organic matter)
	Xylal		Baumstämme (Totholz), Äste, Wurzeln ua.
	Sapropel		Faulschlamm

11.2 Auflistung untersuchte Fließgewässer

Tab. 13: Auflistung der untersuchten Fließgewässer.

Abfluss Zellersee	Frutz	Kleine Drau
Aflenz	Fürbach	Kleine Gusen
Aflenzbach	Fuschler Ache	Kleine Mühl
Ager	Gail	Kleinhöfleiner Graben
Alm	Gailaltarm	Koppentraun
Alm Ausrinn	Gailitz	Kornbach
Altarm Drau	Gailitzenbach	Kothbergbach
Alte Glan	Galina	Köttmannsdorfer Bach
Alter Rhein	Gamlitzbach	Krems
Angerbach	Glan	Krimmler Ache
Antiesen	Glanaltarm	Krungler Bach
Argen	Glanfurt	Laabenbach
Attersee Ausrinn	Glaurachbach	Lafnitz
Aubach	Glödnitzbach	Lammer
Aufgestaute Möll	Goggitschbach	Lampererbach
Aurach	Goldbach	Langebach
Ausrinn Millstätter See	Gölsen	Lassingbach
Blühnbach	Gr. Krems	Lateinbach
Braunaubach	Grafendorfer Bach	Lauenbach
Bregenzerache	Grießnerbach	Lavant
Breitach	Großache	Lech
Brixentaler Ache	Großarlerache	Leiblach
Brunnbach	Große Mühl	Leißnitzbach
Bürgerkanal	Große Rodl	Leitha
Donau	Große Ysper	Lessachbach
Dornbirnerache	Gullingbach	Lieberbach
Drau	Gurk	Lieser
Drauchenbach	Gütenbach	Liesing
Draustau	Halbach	Limbach
Dürre Aschach	Hauptgraben	Linsendorfer Schleife
Eisbach	Hellbrunnerache	Litz
Enknach	Hörfeldbach	Litzlingbach
Enknach / Engelsbach	Ill	Lonka
Enns	Ilz	Lustenauer Kanal
Erlauf	Inn	Lutz
Ernstbrunnerbach	Innbach	Mährische Thaya
Erzbach	Isar	Mandling
Fahrenbach	Ischler Ache	March
Falkenberger Moorbach	Kainach	Marulbach
Farnbach	Kainischtraun	Mattig
Feistritz	Kalter Gang	Mauerbach
Feldaist	Kamp	Melk
Fieberbrunner Ache	Kaprunerache	Mellenbach
Fischa	Karnburger Bach	Mislitzbach
Fischach	Katschbach	Mödling
Fölzbach	Kendlbrucker Mühlbach	Möll
Fornacher Redl / Redlbach	Kerrachbach	Moorgräben
Frauenbrunnbach	Klafterbach	Moosbach
Fritzbach	Klausbach	Moosgraben
Frödlitsch	Kleinarlerache	Mühlbach

Fortsetzung Tab. 13: Auflistung der untersuchten Fließgewässer.

Mühlheimer Ache	Rosanna	Thaya
Mur	Rotach	Timmelbach
Mürz	Ruetz	Tobersbach
Mutterbergbach	Rußbach	Traisen
Mutterbergseebach	Saalach	Trattenbach
Namloser Bach	Sägebach	Trattnach
Neuer Rhein	Saggau	Traun
Nikitschbach	Salza	Trefflingbach
Ödenseetraun	Salzach	Triesting
Oichtenbach	Sassbach	Trisanna
Osterbach	Satteinser Giesern	Türnitz
Öztaler Ache	Schäffernbach	Türnitzer Traisen
Palten	Schalklbach	Unrechttraisen
Patscherbach	Schmida	Unterer Seebach
Pesenbach	Schwarza	Valschavielbach
Pielach	Schwarzgraben	Vellach
Piesting	Schwarzwasser	Vereinigte Traun
Pinka	Schwechat	Viktringer Bach
Pitten	Schwemmbach	Vochererbach
Pitzbach	Seeache	Vöckla
Pollinger / Mühlheimer Ache	Seebach	Vordernberger Bach
Pöls	Seebsbach	Waldzeller Ache
Pössnitzbach	Sill	Walster
Pram	Simmingbach	Weidenbach
Pulkau	Sommerbergbach	Weißbach
Purzelkamp	Spiersbach	Weißbach
Raab	St. Georgnener Bach	Wellingbach
Rabnitz	Stanser Giessen	Werksbach Schwarza
Raidingbach	Steinerne Mühl	Wernberger Schleife
Ranna	Stempfelbach	Weyregger Bach
Rassachbach	Steyr	Wiener Neustätter Kanal
Rauriser Ache	Steyrling	Wilder Innbach
Rechter Mühlbach	Stillerbach	Willersbach
Reisenbach	Stögersbach	Wimitz
Reiterbach	Streimbach	Ybbs
Rhein	Subersach	Zaya
Riedlbach Traun	Tauchenbach	Zederhausbach
Rigausbach	Taurach	Ziller
Romaubach	Thauabach	Zwettl

11.3 Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente

Teil A4 – Makrophyten (Publikation, PALL & MAYERHOFER 2009)



lebensministerium.at

LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE TEIL A4 - MAKROPHYTEN



Cover © Franz Hasieber & Richild Mauthner-Weber, BAW-IWG

Fotos zur Verfügung gestellt von

© Wolfram Stockinger, DWS
Große Mühl bei Altenfelden

© Peter Pfister, ARGE Limnologie
Großache bei Kössen

© Wolfram Stockinger, DWS
Steyr bei Hinterstoder

© Franz Hasieber, BAW-IWG
Donau bei Hainburg

Foto für Logo © Karin Pall, SYSTEMA
Butomus umbellatus



lebensministerium.at

LEITFADEN ZUR ERHEBUNG DER BIOLOGISCHEN QUALITÄTSELEMENTE

TEIL A4 – MAKROPHYTEN



Autorinnen: Karin PALL¹ karin.pall@systema.at
Veronika MAYERHOFER¹ veronika.mayerhofer@systema.at

¹ Systema Bio- und Management Consulting GmbH
Bensasteig 8
A - 1140 Wien

Fachliche Koordination, Gisela Ofenböck² gisela.ofenboeck@lebensministerium.at
Redaktion & Layout: Richild Mauthner-Weber³ richild.mauthner-weber@baw.at

² BMLFUW – Ref. VII 1b – Gewässerökologie
Marxergasse 2
A - 1030 Wien

³ BAW – Institut für Wassergüte
Marxergasse 2
A - 1030 Wien

Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Sektion VII
A - 1012 Wien

ISBN: 978-3-85174-062-2

Version Nr.: A4-01e_MPH

Herausgabe: April 2009

Der vorliegende Leitfaden samt den dazugehörigen Teilbänden wurde auf der Homepage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium) unter www.lebensministerium.at / Bereich „Wasser/Wasserrahmenrichtlinie“ veröffentlicht.

**FLIESSGEWÄSSER
QUALITÄTSELEMENT MAKROPHYTEN:
FELDERHEBUNG, PROBENAHME, PROBENAUFARBEITUNG UND
ERGEBNISERMITTLUNG**

INHALTSVERZEICHNIS

Abschnitt	Seite
1 TITEL	7
2 WARN- UND SICHERHEITSHINWEISE	7
3 EINLEITUNG	7
4 ZWECK ANWENDUNGSBEREICH UND GRUNDSÄTZLICHE VORGANGSWEISE	8
4.1 Allgemeines	8
4.2 Anwendungsbereich	9
4.3 Grundsätzliche Vorgangsweise	9
5 DEFINITIONEN UND ABKÜRZUNGEN	9
6 GRUNDZÜGE DES VERFAHRENS	12
7 REAGENZEN, MATERIALIEN UND ENTSORGUNG	15
8 GERÄTE UND ARBEITSMITTEL	15
8.1 Geräte für Probenahme im Feld	15
8.2 Geräte für die Laborbearbeitung	16
8.3 Geräte und Arbeitsmittel für die Taxa-Bestimmung	16
8.4 Geräte zum Anlegen von Belegexemplaren	16
9 AUSWAHL PROBENSTRECKE UND UNTERSUCHUNGSZEITPUNKT	16
9.1 Auswahl der Untersuchungsstrecke	16
9.2 Größe der Probenstrecke	17
9.3 Auswahl des Untersuchungszeitpunkts	17
10 PROBENAHMEPROTOKOLL	18
11 DURCHFÜHRUNG DER ERHEBUNG	19
11.1 Allgemeines	19
11.2 Pflanzenaufnahme / -entnahme im Gelände	20
11.3 Zu erfassendes Artenspektrum	21
11.4 Quantifizierung / Mengenschätzung	21
11.5 Aufbewahrung / Transport von Pflanzenmaterial	22
11.5.1 Charophyta	22
11.5.2 Bryophyta	22

11.5.3	Pteridophyta und Spermatophyta	22
11.5.4	Belegexemplare	23
11.6	Erhebung von Zusatzparametern	23
12	DURCHFÜHRUNG PROBENAUFARBEITUNG IM LABOR	23
13	AUSWERUNG	24
13.1	Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse	24
13.2	Bewertbarkeit einer Stelle	27
13.3	Berechnung der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel	27
13.4	Berechnung der Ecological Quality Ratio (EQR)	29
14	BERECHNUNGSGRUNDLAGEN	30
14.1	Makrophytentypologie für Fließgewässer	30
14.2	Berücksichtigte Makrophytenarten	30
15	DARSTELLUNG DER ERGEBNISSE, PRÜFBERICHT	31
16	LITERATUR	32
17	ANHANG	35
17.1	Bestimmungsliteratur, Taxonomie (eine Auswahl)	35
17.2	Aufnahmebögen	36
17.3	Indikative Makrophytenarten: Artenliste	40
17.4	Fließgewässertypen und große Flüsse entsprechend Makrophytentypologie	44
17.5	Makrophyten - Einstufungsliste	46
17.6	Beispiel für eine Taxaliste mit den erforderlichen Zusatzinformationen	59
17.7	Beispiel einer Makrophyten-Bewertung	60
17.8	Vorschlag zur Darstellung der Ergebnisse	62

1 TITEL

Qualitätselement Makrophyten: Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und
Ergebnisermittlung

2 WARN- UND SICHERHEITSHINWEISE

Siehe Teil C ARBEITSSICHERHEIT

3 EINLEITUNG

Es ist bereits seit langem bekannt, dass aquatische Makrophyten zur Beurteilung der stofflichen Belastung von Fließgewässern herangezogen werden können. Als pflanzliche Organismen sind sie dabei vor allem sehr gute Trophie-Indikatoren. Sie reagieren aber auch deutlich auf andere anthropogen bedingte Veränderungen der natürlichen Bedingungen im Fließgewässer. So können Eingriffe in das Abflussregime, wie z.B. Potamalisierung und Stau hervorragend indiziert werden. Die Ausprägung der Makrophytenvegetation spiegelt des Weiteren deutlich die strukturellen Bedingungen im Gewässer, wie z.B. Substratdiversität und –dynamik oder den Verbauungsgrad der Ufer und zum Teil auch der Gewässersohle wider.

Zwei Eigenschaften machen Makrophyten zu besonders wertvollen Indikatoren. Dies ist zum einen ihre Langlebigkeit. Sie bleiben meist über mehrere Vegetationsperioden an denselben Standorten und können somit die Standortbedingungen über einen erheblich längeren Zeitraum integrieren als die kurzfristig reagierenden Komponenten. Es werden somit keine Momentaufnahmen bewertet. Zum anderen sind Makrophyten ortskonstant und können dadurch Belastungen und anderen Umwelteinflüssen nicht ausweichen. Belastungsquellen können somit sehr genau lokalisiert und deren Wirkungsbereich entlang der Fließstrecke ausgewiesen werden.

Weiters ist besonders auch der Grad der Gewässer-Umland-Verzahnung über die Makrophytenvegetation hervorragend abzubilden. Daneben können Aussagen zur Versauerung abgeleitet werden. Die Integration der beiden letztgenannten Aspekte in das Bewertungssystem war vorerst für Österreich nicht vorgesehen. In der vorliegenden Arbeitsanleitung sind jedoch bereits alle hierfür notwendigen Felderhebungen enthalten, so dass im Bedarfsfall entsprechende Module entwickelt und Bewertungen auch dieser Aspekte vorgenommen werden können.

4 ZWECK ANWENDUNGSBEREICH UND GRUNDSÄTZLICHE VORGANGSWEISE

4.1 Allgemeines

Die Ende 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (Europäische Kommission) erfordert eine umfassende biologische Bewertung der Gewässer, die sich an den naturraumtypischen Lebensgemeinschaften als Referenz orientiert. Auf der Grundlage der systematischen Erfassung verschiedener Organismengruppen, zu denen auch die aquatischen Makrophyten zählen, soll eine fünfstufige ökologische Klassifizierung der Fließgewässer im Hinblick auf Degradation durch anthropogene Einflüsse erfolgen. Die Bewertung reicht von Zustandsklasse 1 = „sehr gut“ bis Zustandsklasse 5 = „schlecht“.

Bei Nichterreichen des „guten Zustands“ (Stufe 2 des Bewertungssystems) wird das Qualitätsziel überschritten und unter Umständen in weiterer Folge auch „Handlungsbedarf“ ausgelöst. Das heißt, dass Sanierungsmaßnahmen in die Wege zu leiten sind, die je nach Umfang mit erheblichen Kosten verbunden sein können. Es ist daher von besonderer Bedeutung, eine möglichst hohe Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse zu erzielen. Eine ganz wesentliche Grundlage hierfür ist eine standardisierte Vorgangsweise bei der Bearbeitung – von der Auswahl der Untersuchungsstelle bishin zur Bewertung und Dokumentation.

Die vorliegende Arbeitsanleitung soll die wasserrahmenrichtlinienkonforme Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern anhand der Makrophytenvegetation ermöglichen. Alle Arbeitsschritte sind detailliert beschrieben. Hierdurch wird eine einheitliche Vorgangsweise bei der Datenerhebung und eine transparente Darstellung der Auswertung und der Bewertung vorgegeben. Dies ermöglicht die Vergleichbarkeit und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse.

Die Vorgangsweise bei der Kartierung selbst entspricht weitestgehend der in Österreich bisher praktizierten Methode, die wiederum mit der ÖNORM und der europäischen Normung konform geht (siehe Pkt. 16). Die Auswertung und das Berechnungsverfahren zur Ausweisung des ökologischen Zustandes richtet sich nach den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie und folgt weitgehend den Empfehlungen der Implementierungsgruppen CIS Working Group 2.3 bzw. 2.A (REFCOND, ECOSTAT).

Unter Pkt. 16 findet sich eine Zusammenstellung relevanter nationaler und internationaler Normen und Empfehlungen, die dieser Arbeitsanleitung zugrunde liegen bzw. bei ihrer Erstellung berücksichtigt wurden.

4.2 Anwendungsbereich

Für die Beurteilung des biologischen Zustandes folgender spezieller Gewässertypen ist die vorliegende Bewertungsmethode zwar grundsätzlich anwendbar, die Ergebnisse sind jedoch besonders kritisch zu hinterfragen, da aufgrund der abweichenden hydromorphologischen Verhältnisse Verschiebungen im Bewertungsergebnis nicht auszuschließen sind. Bei den folgenden Gewässertypen ist jedenfalls eine strenge Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse vorzunehmen:

- Gewässer < 10 km² Einzugsgebiet
- sommerwarme Seeausrinne
- Moorbäche
- Verebnungsstrecken
- natürlich rückgestaute Bereiche

Für die Beurteilung des biologischen Zustandes folgender spezieller Gewässertypen ist das Qualitätselement Makrophyten nicht heranzuziehen:

- Thermalbäche
- Sinter-Abschnitte

4.3 Grundsätzliche Vorgangsweise

Für die grundsätzliche Vorgangsweise bei der Bewertung des ökologischen Zustands siehe

EINLEITUNG/Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente

Pkt.4 Vorgangsweise bei der Bewertung des Ökologischen Zustandes.

5 DEFINITIONEN UND ABKÜRZUNGEN

nach ÖNORM M6232; ergänzt

Abundanz „Mengengrad“, in der Ökologie verwendet zur Wiedergabe der Dichte bzw. Häufigkeit von einzelnen Arten, bezogen auf eine bestimmte Flächen- oder Volumeneinheit. Zur Beschreibung der Abundanz wird für das Qualitätselement Makrophyten der „Pflanzenmengeindex“ (s.u.) herangezogen.

Amphiphyten	Lebensformgruppe der Makrophyten. Makrophytenarten, die sowohl völlig untergetaucht im Wasser wie auch zeitweise im Trockenen an Land leben können. Diese Lebensformgruppe bildet den Übergang von den Hydrophyten zu den Helophyten.
Bioregion	Der Anspruch an eine Bioregion ist, dass sie von typischen Biozönosen besiedelt wird, deren Zusammensetzung und funktionelle Struktur innerhalb einer Bioregion mehr Ähnlichkeit aufweist als zwischen den Bioregionen. MOOG et al. (2001) konnten auf Basis des Makrozoobenthos 15 Bioregionen in Österreich differenzieren.
CB-GIG	Central/Baltic Geographic Intercalibration Group
Fließgewässertyp	Bezieht sich in der vorliegenden Handlungsanweisung auf die Makrophytentypologie (s.u.).
Helophyten	Lebensformgruppe der Makrophyten. Makrophytenarten, die nur mit ihren basalen Abschnitten untergetaucht sind, ihre Blätter und Blütenstände aber über die Wasseroberfläche erheben. Im weitesten Sinne Röhrichtarten.
Herbarisieren	Anlegen eines Herbariums.
Herbarium	Wissenschaftliche Sammlung getrockneter, gepresster und beschrifteter Pflanzen.
Hydrophyten	Lebensformgruppe der Makrophyten. Makrophytenarten, die dauernd im Wasser leben – entweder völlig oder größtenteils untergetaucht – oder während der Vegetationsperiode ganz oder mit ihren Blättern auf der Wasseroberfläche schwimmen und dort auch blühen oder fruchten („echte“ Wasserpflanzen).
Makrophyten	Die Definitionen des Begriffs „Makrophyten“ wird in der Literatur nicht ganz einheitlich gehandhabt. Im traditionellen Sinne versteht man darunter Wasserpflanzen mit gegliedertem Sprossaufbau, die in der Regel mit dem freien Auge bis zur Art bestimmbar sind und deren photosynthetisch aktive Teile dauernd oder zumindest für einige Monate im Jahr untergetaucht leben oder auf der Wasseroberfläche treiben (COOK et al., 1974; CASPER & KRAUSCH, 1980). Hierzu zählen Arten der Abteilungen Charophyta (Armleuchteralgen), Bryophyta (Moose), Pteridophyta (Farne) und Spermatophyta (Samenpflanzen).

Makrophytentypologie

Typisierung der österreichischen Fließgewässer mit Hilfe der Makrophytenvegetation. Basierend auf den österreichischen Bioregionen nach MOOG et al. (2001) und den Ökoregionen nach ILLIES (1978) sowie der Höhenlage. Eine genauere Erklärung findet sich unter Pkt. 17.4.

Makrophytenvegetation

Die Makrophytenvegetation von Fließgewässern ändert sich im Zuge des Flussverlaufes. Im natürlichen Zustand wird der Oberlauf vor allem von Moosen, der Mittel- und Unterlauf von Samenpflanzen besiedelt. Mit Ausnahme von kleineren Flüssen mit geringem Gefälle, die auch bei größerer Wassertiefe auf der ganzen Sohle Bestände von Höheren Wasserpflanzen ausbilden können, ist der zentrale Bereich stark strömender, größerer Fließgewässer oder ihrer Seitenarme ohne Bewuchs.

Mooskapsel Postkartengroße, aus Papier gefaltete Tasche zur Aufbewahrung einer getrockneten Moosprobe.

Ökoregion Nach ökologisch-naturräumlichen Gesichtspunkten gefasste landschaftliche Großeinheit. Hier Ökoregionen nach ILLIES (1978).

Pflanzenmenge (PM)

Die „reale Pflanzenmenge“ (im Folgenden als PM bezeichnet) entspricht nach MELZER et al. (1986) der dritten Potenz der Schätzstufen der Pflanzenmenge nach KOHLER (1978).

Pflanzenmengenindex (PMI)

Nach KOHLER (1978). Schätzwert (im Folgenden als PMI bezeichnet) für die Menge jeder einzelnen in einer Untersuchungsstrecke auftretenden Makrophytenart, unter Berücksichtigung ihrer flächenmäßigen Ausdehnung sowie der Bestandsdichte, relativ zu der für Pflanzenart und Standorttyp möglichen maximalen Ausprägung.

Die *empirische Schätzung* der Pflanzenmenge erfolgt nach einer 5-stufigen Skala

1 = sehr selten, vereinzelt

2 = selten

3 = verbreitet

4 = häufig

5 = sehr häufig, massenhaft.

Eine genauere Erklärung findet sich unter Pkt. 11.4.

SÜQ Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel. Diese Größe gibt an, mit welcher Sicherheit [%] an der betreffenden Stelle das Qualitätsziel (Zustandsklasse 2 = „gut“) überschritten oder erreicht wird.

Ubiquist Art mit einer sehr breiten ökologischen Amplitude. In der vorliegenden Bearbeitung werden solche Arten als Ubiquisten behandelt, die hinsichtlich ihrer Verbreitung in einem bestimmten Fließgewässertyp keine Präferenzen für eine bestimmte Qualitätsstufe zeigen, also sowohl unter Referenzbedingungen wie auch gemeinsam mit Störzeigern in größeren Mengen vorkommen können. Voraussetzung ist die Fähigkeit der Art, eine große Bandbreite verschiedener Umweltfaktoren ertragen zu können (Euryökie) und die Fähigkeit einer raschen Ausbreitung.

Untersuchungsstrecke

Kartierter Bereich im untersuchten Gewässerabschnitt.

6 GRUNDZÜGE DES VERFAHRENS

Mit dem vorliegenden Verfahren können definierte Fließgewässerabschnitte anhand der vorgefundenen Makrophytenvegetation bewertet werden. Hierfür ist (sind) eine (oder mehrere) repräsentative Untersuchungsstrecke(n) von – je nach Gegebenheiten ca. 100 m Länge oder mehr – innerhalb des zu bewertenden Fließgewässerabschnittes auszuwählen und dort das arten- und mengenmäßige Vorkommen der Makrophytenvegetation zu erheben. Gearbeitet wird generell auf Artniveau.

Das Bewertungsschema bezieht sich auf die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von einem typspezifischen Referenzartenspektrum. Der Bewertung wird somit keine konkrete Referenzbiozönose zugrunde gelegt, sondern es wird davon ausgegangen, dass sich Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen gegenseitig ersetzen können.

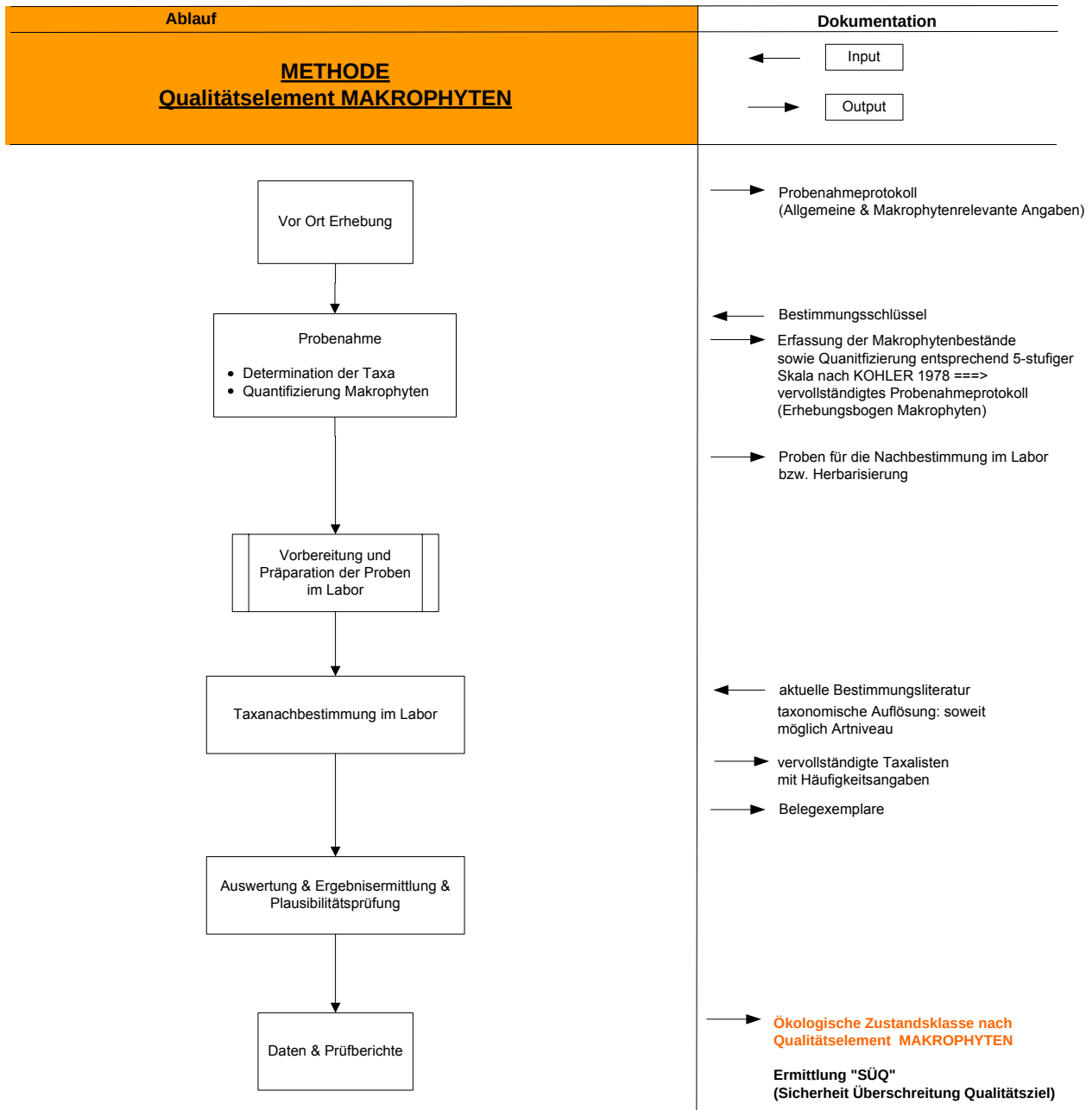
Zur Erstellung des Bewertungssystems wurden im ersten Schritt die Referenzzustände für jeden definierten Gewässertyp abiotisch charakterisiert. Hierzu wurden die Geologie (Alkalinität) und die Meereshöhe, der trophische Grundzustand (PIPP & PFISTER, 2005, DEUTSCH & KREUZINGER, 2005), das Substrat und die Fließgeschwindigkeit herangezogen. Weiters wurden alle berücksichtigten Arten hinsichtlich ihrer Verbreitungsamplitude im Bezug auf die o.a. Parameter untersucht (eigene Datenbank und Literatur).

Im zweiten Schritt erfolgte eine Klassifizierung der einzelnen Arten gemäß der Abweichung ihres Verbreitungsschwerpunkts vom typspezifischen Referenzzustand. Die Arten wurden hierbei in 4-stufige Listen von Referenzarten bis Störzeiger eingestuft. Je nach Breite der ökologischen Amplitude erfolgte die Einordnung in eine oder mehrere Stufen. Ubiquisten wurden demzufolge in alle 4 Klassen eingeordnet. Für die Einstufung berücksichtigt wurde jeweils die stärkste Abweichung vom typspezifischen Referenzzustand bezüglich der o.a. Parameter. Dies bedeutet, dass eine Art, die z.B. entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche eine bedeutende Abweichung von den Substrat- und Strömungsverhältnissen des

Referenzzustandes aufweist, schlechter eingestuft wurde, als es vielleicht aus trophischer Sicht erforderlich gewesen wäre.

Die vier Stufen von Referenzarten bis zu Störzeigern wurden den Ökologischen Zustandsklassen 1 („sehr gut“) bis 4 („unbefriedigend“) gleichgesetzt. Das heißt, wenn in einer Untersuchungsstelle ganz überwiegend Arten vorhanden sind, die nur unter den jeweils definierten Referenzbedingungen vorkommen können (Referenzarten), wird die Stelle als Referenzstelle betrachtet. Dominieren arten- und/oder mengenmäßig Referenzarten, ergibt sich die Zustandsklasse 1 („sehr gut“). Als Gegenpol ergibt sich aus der Dominanz von Störzeigern ein „unbefriedigender“ Zustand (Zustandsklasse 4). Als „schlechter“ Zustand (Zustandsklasse 5) wurde Makrophytenverödung definiert. Das Nichtvorhandensein von Makrophyten wird aber nicht notwendigerweise als „schlechter“ Zustand bewertet. Nur wenn offensichtliche Beeinträchtigungen bekannt oder erkennbar sind, wird hier eine „ungesicherte Zustandsklasse 5“ vergeben. In diesen Fällen ist eine Überprüfung des Ergebnisses bzw. die Bewertung selbst durch andere Qualitätselemente vorzunehmen.

Die folgende Übersicht stellt den Ablauf grafisch dar:



7 REAGENZIEN, MATERIALIEN UND ENTSORGUNG

- Alkohol (denaturiert, 70 %) zur Konservierung von Pflanzenmaterial bis zur Bestimmung
- Essigsäure (25 %) zum Entkalken von Moosen und Characeen

Bezüglich Entsorgung und Sicherheitshinweise siehe auch Teil C ARBEITSSICHERHEIT.

8 GERÄTE UND ARBEITSMITTEL

8.1 Geräte für Probenahme im Feld

1. Standardausrüstung

1. Arbeitsanweisung
2. Wathose, Gummistiefel
3. Topographische Karten: ÖK 25 oder 50
4. Handhold GPS
5. Teleskoprechen und/oder Greifer (ev. mit Markierungen zur Feststellung der Wassertiefe)
6. Kartierprotokolle
7. Schreibzeug inkl. Permanentstifte, Bleistifte und Schreibunterlage
8. Fotoapparat, möglichst digital
9. Persönliche Schutzausrüstung (PSA) siehe Teil C ARBEITSSICHERHEIT
10. Lupe (Vergrößerung 10-fach)
11. Plastiksackerl (z.B. Gefrierbeutel) in unterschiedlichen Größen (von 1l bis 25l)
12. ev. Kühlbox mit Kühlakku (falls die Bestimmung nicht vor Ort oder noch am selben Tag erfolgen kann)
13. saugfähige Papiertücher (z.B. Küchenrolle)
14. Papiersackerl (Zweinahtsäcke ca. 11,5*16 oder 13*18,5 cm mit Klappe)
15. erforderliche Genehmigungen (Einfahrts-, Betretungserlaubnis etc.)

2. Zusatzausrüstung für größere Gewässer

1. Boot (je nach Anforderung Ruderboot oder Boot mit Elektro- oder Benzinmotor)
2. Sichttrichter oder Sichtkasten
3. ABC-Ausrüstung (Taucherbrille, Schnorchel, Flossen) oder Tauchausrüstung
4. persönliche Schutzausrüstung (PSA) siehe Teil C ARBEITSSICHERHEIT
5. erforderliche Genehmigungen (Einfahrtserlaubnis, Betretungs- bzw. Befahrungserlaubnis, Tauchgenehmigung etc.)

8.2 Geräte für die Laborbearbeitung

1. Petrischalen
2. Glaswaren
3. Pipetten
4. Spritzflasche

8.3 Geräte und Arbeitsmittel für die Taxa-Bestimmung

1. Binokular (ca. 5 x bis 50 x) mit Zubehör
2. Durchlicht-Forschungs-Mikroskop (ca. 50 x bis 750 x) mit Zubehör
3. Präparierbesteck
4. entsprechende Bestimmungsliteratur auf aktuellem Stand

Entsprechende Bestimmungsliteratur auf aktuellem Stand: siehe Liste (Auswahl) der empfohlenen Bestimmungsliteratur im ANHANG unter Pkt. 17.1

8.4 Geräte zum Anlegen von Belegexemplaren

1. Herbarpresse und Zubehör
2. Herbarbögen, Klebeetiketten, Papierklebeband etc. zum Anlegen eines Herbariums
3. Mooskapseln (Anfertigung nach FRAHM & FREY, 1992)

9 AUSWAHL PROBENSTRECKE UND UNTERSUCHUNGSZEITPUNKT

9.1 Auswahl der Untersuchungsstrecke

Bei der Auswahl der Untersuchungsstrecke ist darauf zu achten, dass ein für den zu betrachtenden Fließgewässerabschnitt hinsichtlich

- Linienführung
- Uferstruktur
- Uferbewuchs
- Beschattung
- Substrat und
- Fließgeschwindigkeit

repräsentativer Gewässerabschnitt untersucht wird.

Gestörte Bereiche, wie z.B. die nähere Umgebung von Straßenbrücken sind zu meiden.

9.2 Größe der Probenstrecke

Im Querschnitt ist stets der gesamte von Makrophyten bewachsene Bereich zu beproben. Bei kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern ist dies zumeist die gesamte Gewässerbreite. Bei großen Flüssen sind beide Uferseiten, jeweils bis zum flussmittigen Ende des Makrophytenbewuchses zu untersuchen. Aufgenommen werden alle Pflanzen, die im Wasser, innerhalb des Spritzwasserbereichs (rhithral geprägte Gewässer) bzw. unterhalb vom MW (potamal geprägte Gewässer) wurzeln sowie freischwimmende Pflanzen und Wasserschweber.

Die Länge der Untersuchungsstrecke sollte so gewählt werden, dass möglichst das gesamte Artenspektrum erfasst wird. Als Richtwert können etwa 100 m angegeben werden. Diese Gewässerstrecke sollte in der Regel untersucht werden. Kommen in den letzten 25 m der Untersuchungsstrecke keine neuen Arten mehr hinzu, kann die Abschnittslänge bei 100 m belassen werden. Werden laufend neue Arten vorgefunden, ist der Untersuchungsabschnitt so weit zu verlängern, bis über eine Gewässerstrecke von 25 m keine weiteren Arten mehr hinzu kommen (Prinzip der „Artensättigung“).

Durch diese Vorgangsweise können sich bei großen Flüssen Untersuchungsstrecken bis zu 500 m ergeben.

9.3 Auswahl des Untersuchungszeitpunkts

Makrophytenaufnahmen in Fließgewässern können generell etwa von Mai bis September (optimal von Juni bis August) durchgeführt werden. Probenahmen im Flachland sind in diesem Zeitfenster eher früher (viele Arten verschwinden bereits im Hochsommer bis Frühherbst wieder), in alpinen Lagen hingegen eher später (jahreszeitlich spätere Vegetationsentwicklung) anzusetzen.

Kartierungen bei Hochwasserführung sind nicht zielführend. Zwischen Hochwasserereignissen und der Vegetationsaufnahme sollten mindestens vier Wochen liegen.

10 PROBENAHMEPROTOKOLL

Das Feldprotokoll ist die Basis für alle weiteren Auswertungen bis hin zur Bewertung. Es ist daher äußerst sorgfältig und detailliert zu erstellen. Im Folgenden sind alle zu notierenden Parameter aufgelistet. Erläuterungen zu den einzelnen Parametern sowie entsprechende Aufnahmebögen finden sich im Anhang.

Die Pflichtfelder sind im Folgenden fett gedruckt.

Alle anderen Angaben können in Labor protokolliert werden.

Allgemeine Angaben zum Standort (Erhebungsbogen Zusatzparameter – FG)

1. Gewässername
2. Probenstelle
3. **Stellencode bzw. Messstellennummer** („FW-Nummern“ entsprechend H₂O UBA-DB)
4. Flusskilometer
5. **Datum und Zeit der Entnahme**
6. **GPS Anfang und Ende der Untersuchungsstrecke**, Meridian, Koordinaten BMN
7. **Stellenbeschreibung**
8. **Fotos**
9. **Probenehmer** bzw. Projektbearbeiter
10. Grund der Erhebung bzw. Projektsbezeichnung
11. Auftraggeber
12. Urheber der Daten (Auftragnehmer, Firma)
13. Seehöhe
14. Alkalinität
15. Einzugsgebietsgröße
16. Fließgewässertyp Untersuchungsstelle (Makrophytentypologie entsprechend Pkt. 17.4)
17. dominanter Fließgewässertyp (Makrophytentypologie) im Oberlauf

Makrophytenrelevante Umweltangaben (Erhebungsbogen Zusatzparameter – FG)

18. **Einzugsgebiet**
19. **unmittelbarer Einfluss (bis ca. 500m oh)**
20. **Laufkrümmung**
21. **Querschnittsmaße [m]**
22. **Abflusstendenz**
23. **Strömung**
24. **Strömungsdiversität**
25. **Tiefendiversität**
26. **Uferverbau [%]**
27. **Querbauwerk / Sohlverbau**

- 28. Uferneigung
- 29. Uferbewuchs [%]
- 30. Substrat [%]
- 31. Substratdiversität
- 32. Trübung
- 33. Beschattung
- 34. Veralgung
- 35. Umlandnutzung [%]
- 36. Pufferzone [%]
- 37. Umlandverzahnung
- 38. Potentielle Besiedelungsbeeinträchtigung
- 39. anthropogene Beeinträchtigung vorhanden?

Makrophytenaufnahme im Feld (Erhebungsbogen Makrophyten – FG)

1. Höhere Pflanzen, Farne, Characeen

- 40. Art
- 41. Pflanzenmenge (als PMI)

2. Moose

- 42. Art
- 43. Pflanzenmenge (als PMI)
- 44. Substrat
- 45. Standort

Beispiel für Probenahmeprotokoll bzw. Aufnahmebögen: siehe ANHANG Pkt. 17.2.

11 DURCHFÜHRUNG DER ERHEBUNG

11.1 Allgemeines

In diesem Kapitel werden alle notwendigen Schritte zur standardisierten Erhebung der Makrophytenvegetation im Feld beschrieben. Diese Methode wurde aufbauend auf die Ende der 70er Jahre von KOHLER (1978) zur Kartierung der aquatischen Vegetation von Fließgewässern beschriebenen Vorgangsweise entwickelt und speziell auf die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie zugeschnitten. Sie entspricht weitestgehend der bisher in Österreich praktizierten Aufnahmetechnik (vgl. ÖNORM M 6232) und ist konform mit der europäischen Normung (CEN 230165, ÖNORM EN 14184, ÖNORM EN 14996).

Die Untersuchungen sind generell möglichst schonend durchzuführen. Es ist darauf zu achten, die Makrophytenbestände und auch die Bestände anderer Organismengruppen nicht zu beeinträchtigen oder zu zerstören. Die für die Geländearbeiten erforderlichen behördlichen oder auch privaten Genehmigungen sind zwingend einzuholen und Naturschutzvorgaben sind, falls vorhanden, einzuhalten.

11.2 Pflanzenaufnahme / -entnahme im Gelände

Die Aufnahmen sollten aus sicherheitstechnischen und auch aus praktischen Gründen immer von mindestens 2 Bearbeitern vorgenommen werden. Die Kartierung ist bei kleineren Gewässern zu Fuß (Gummistiefel, Wathose) durchzuführen. Neben der rein optischen Erfassung ist zur Bestimmung vor Ort oder im Labor gegebenenfalls eine Entnahme von Makrophyten erforderlich. Sie kann in flachen Gewässern direkt per Hand erfolgen, in tiefen Gewässern bzw. bei geringer Sichttiefe sind jedoch mechanische Hilfsmittel notwendig (ausziehbare Rechen, etc.).

Können die Gewässer nicht durchwaten werden, empfiehlt sich die Untersuchung vom Boot aus (je nach Anforderung Ruderboot oder Boot mit Elektro- oder Benzinmotor). Hierbei sind ein Sichttrichter oder Sichtkasten und ein ausziehbarer Rechen (4 m Gesamtlänge) und/oder Greifer erforderlich. Bei einem Bewuchs über den gesamten Querschnitt ist das Gewässer in einem Zickzackkurs zu befahren. Beschränkt sich der Makrophytenbewuchs auf die Gewässerrandbereiche, sind beide Uferseiten zu beproben.

In größeren und tieferen Gewässern kann alternativ auch mit Schnorchel- oder Tauchausrüstung (Tauchgänge sind immer zu zweit durchzuführen) gearbeitet werden.

Die vorgefundenen Arten sind entweder vor Ort zu bestimmen (ev. Lupe erforderlich) oder zur Nachbestimmung ins Labor mitzunehmen. Hierzu sind Plastiksackerl (am besten Gefrierbeutel in unterschiedlichen Größen) und Permanentstifte zur Beschriftung sowie für Moosproben Papiersackerl erforderlich. Das Pflanzenmaterial (Höhere Pflanzen, Farne, Characeen) sollte kühl gelagert werden. Hierzu empfiehlt sich, insbesondere wenn die Bestimmung nicht mehr am selben Tag erfolgen kann, die Mitnahme einer Kühlbox mit Kühllakus. Moose werden generell trockengetupft und in Papiersäcke überführt. Genaue Anweisungen zu Transport und Aufbewahrung sind Pkt. 11.5 zu entnehmen.

Alle vorgefundenen Arten sind unter Angabe der Pflanzenmengenindizes (siehe Pkt. 11.4) und bei Moosen zusätzlich unter Angabe des Substrates und des Wuchsortes auf dem vorgesehenen Aufnahmebogen zu notieren.

Anfangs- und Endpunkt der Untersuchungsstrecke sind mit GPS einzumessen.

11.3 Zu erfassendes Artenspektrum

Erfasst werden

1. Hydrophyten („eigentliche Wasserpflanzen“ bzw. ständig im Wasser lebende Arten),
2. Amphiphyten (Arten, die sowohl völlig untergetaucht im Wasser wie auch vorübergehend im Trockenen an Land leben können) und
3. Helophyten („Röhrichtpflanzen“ im weiteren Sinn)

wobei

1. Characeen (Charophyta),
2. Moose (Bryophyta),
3. Farne (Pteritophyta) und
4. Samenpflanzen (Spermatophyta)

Berücksichtigung finden.

11.4 Quantifizierung / Mengenschätzung

Die Mengenschätzung erfolgt für jede einzelne vorgefundene Art nach einer 5-stufigen Skala gemäß KOHLER (1978). Die verbale Beschreibung der einzelnen Schätzstufen gemäß ÖNORM M 6232 sowie die für die Interkalibrierung verwendeten Erklärungen sind der folgenden Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Schätzskala für die Pflanzenmenge (PM)

Schätzstufe (PMI)	Verbale Beschreibung ÖNORM	Erklärungen (entsprechend CB-GIG - Interkalibrierung)
1	sehr selten, vereinzelt	nur Einzelpflanzen, bis zu 5 Einzelexemplare
2	selten	ca. 6 bis 10 Einzelpflanzen, locker verteilt über die Untersuchungsstrecke oder bis zu 5 einzelne Pflanzenbestände
3	verbreitet	nicht zu übersehen, aber nicht häufig; „ist zu finden, ohne danach zu suchen“
4	häufig	häufig, aber nicht in Massen; unvollständige Deckung mit großen Lücken
5	sehr häufig, massenhaft	dominant, mehr oder weniger überall; deutlich mehr als 50 % Deckung

11.5 Aufbewahrung / Transport von Pflanzenmaterial

Bei Makrophytenkartierungen kann die Artbestimmung in der Regel direkt an der Probestelle vorgenommen werden (ev. Lupe erforderlich). Pflanzen, die nicht vor Ort zur Art determiniert werden können, müssen zur Nachbestimmung unter dem Binokular oder Mikroskop mit ins Labor genommen werden und/oder für eine Nachbestimmung durch Spezialisten konserviert werden. Hierbei ist für die unterschiedlichen taxonomischen Gruppen wie folgt vorzugehen:

11.5.1 Charophyta

Die Pflanzen sind, möglichst nach Arten getrennt, mit sehr wenig(!) Wasser luftdicht in Plastiksäckchen zu verpacken und bis zur Bestimmung kühl (ca. 5 °C) zu halten.

Auf den Säckchen sind Stellenbezeichnung und Mengenschätzung für die Arten anzugeben.

Die Characeenproben können so etwa ein bis zwei Wochen aufbewahrt werden.

Ist eine Bestimmung in diesem Zeitraum nicht möglich, müssen die Pflanzenproben in 70 %igem Alkohol fixiert werden. Notfalls können die Pflanzen auch herbarisiert werden. Eine hierzu geeignete Methodik ist z.B. in KRAUSE (1997) beschrieben.

11.5.2 Bryophyta

Moosproben sind ebenfalls möglichst nach Arten zu sortieren.

Die Proben werden mit saugfähigen Papiertüchern (Küchenrolle) trockengetupft und in Papiersäckchen (Papier-Zweinahtsäcke 11,5 cm * 16,0 cm oder 13,0 cm * 18,5 cm mit Klappe) überführt.

Auf den Säckchen sind neben der Stellenbezeichnung und der geschätzten Pflanzenmenge (PMI) auch das Substrat (z.B. Stein, Holz, Lehm, Erde) sowie der Wuchsort (submers, Bereich Wasseranslagslinie oder Spritzwasserzone) zu notieren. Die Säckchen sind so zu lagern, dass ein möglichst rasches Trocknen der Proben gewährleistet ist.

11.5.3 Pteridophyta und Spermatophyta

Farne und Höhere Wasserpflanzen werden wie die Characeenproben mit sehr wenig Wasser in Plastiksäckchen unter Angabe der Stellenbezeichnung und der geschätzten Pflanzenmenge (PMI) luftdicht verpackt und kühl gelagert.

Die Artbestimmung sollte möglichst noch am selben Tag erfolgen. Ist dies nicht möglich, kann das Pflanzenmaterial im Kühlschrank, je nach Art, einige Tage bis zu einer Woche aufbewahrt werden. Kann die Bestimmung nicht in diesem Zeitraum erfolgen bzw. zur Konservierung, muss das Material entweder in 70 %igen Alkohol überführt oder herbarisiert werden. Anleitungen zum Herbarisieren sind z.B. ADLER et al. (1994) zu entnehmen.

11.5.4 Belegexemplare

Vorkommen sehr seltener oder aus naturschutzfachlicher Sicht interessanter Pflanzenarten (siehe auch NIKLFELD, 1999) sind im Gelände fotografisch zu dokumentieren.

Von schwer bestimmbaren Arten sollten generell Herbarbelege angelegt werden. Die entsprechenden Methoden sind für die

- Characeen in KRAUSE (1997), für die
- Moose in PROBST (1986) oder FRAHM & FREY (1992) und für die
- Farne und die Höheren Pflanzen in ADLER et al. (1994)

beschrieben.

11.6 Erhebung von Zusatzparametern

Neben der Kartierung der Makrophytenvegetation ist des Weiteren die Erhebung diverser Zusatzparameter erforderlich (siehe Pkt. 10 PROBENAHMESPROTOKOLL).

Wenngleich nicht alle aufgenommenen Parameter Eingang in die Bewertung finden, erleichtern diese eine Erklärung der Bewertungsergebnisse und ermöglichen im Falle einer Überschreitung des Qualitätsziels bzw. eines Auslösens von Handlungsbedarf eventuell erste Rückschlüsse auf mögliche Ursachen.

Darüber hinaus ist eine Fotodokumentation vorzunehmen.

12 DURCHFÜHRUNG PROBENAUFARBEITUNG IM LABOR

Um die Vertreter aller berücksichtigten Pflanzengruppen bis zur Art bestimmen zu können, sind ein Binokular und ein Durchlicht-Forschungs-Mikroskop erforderlich. Die Bestimmungen sind generell am besten am frischen Material vorzunehmen. Dies gilt insbesondere für Höhere Pflanzen, Farne und Characeen. Moose werden vor der Bestimmung in Petrischalen mit etwas Wasser eingeweicht. Zur Bestimmung unter dem Binokular oder dem Mikroskop sind die merkmals tragenden Teile entsprechend zu präparieren (siehe jeweilige Bestimmungsliteratur).

Die Nomenklatur richtet sich bei den

- Höheren Pflanzen und den Farnen nach der Süßwasserflora von Mitteleuropa Bände 23 und 24 (CASPER & KRAUSCH, 1980, 1981), im Falle der
- Characeen nach CORILLION (1957) bzw. der Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 18 (KRAUSE, 1997). Die Nomenklatur der

- Moose folgt dem deutschen Standardwerk FRAHM & FREY (1992), welches auch für die angrenzenden Gebiete Mitteleuropas ausgelegt ist.

Folgend auf die Nachbestimmung im Labor sind für alle Probestellen die Aufnahmebögen-Makrophyten entsprechend zu vervollständigen. Die Erhebungsbögen-Zusatzparameter sind um die noch nicht im Gelände eingetragenen Angaben zu ergänzen.

Als Grundlage für die Auswertung und Bewertung sind sodann Artenlisten zu erstellen. Aufzulisten sind jeweils alle an einer Stelle vorgefundenen Makrophytenarten mit Angabe der Abundanz (5-stufiger Pflanzenmengenindex nach KOHLER, 1978; siehe Tabelle 1 Pkt. 11.4). Bei den einzelnen Stellen sind eine eindeutige Stellenbezeichnung (Stellen-Code) und der Fließgewässertyp (Makrophytentypologie, siehe Pkt. 14.1) bzw. ersatzweise Ökoregion, Alkalinität und Höhenlage bzw. Bioregion und Höhenlage sowie das Untersuchungsdatum anzugeben. Ein Beispiel für eine Taxaliste mit den erforderlichen Zusatzinformationen findet sich unter Pkt. 17.6.

Diese Artenlisten stellen die Basis für die Bewertung des ökologischen Zustands dar. Sie sollte daher vor den weiteren Berechnungen nochmals sorgfältig hinsichtlich folgender Eigenschaften überprüft werden:

- Die für die einzelnen Arten angegebenen Häufigkeitsangaben sind ganzzahlige Werte zwischen 1 und 5.
- Die Zuordnung der Stellen zu den entsprechenden Fließgewässertypen laut Makrophytentypologie (Pkt. 14.1 bzw. Pkt. 17.4) wurde korrekt vorgenommen.

Auf Basis dieser Artenlisten können sodann die Auswertungsarbeiten zur Bewertung erfolgen (siehe Pkt. 13).

13 AUSWERTUNG

13.1 Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse

Für die Auswertung werden prinzipiell alle an einer Untersuchungsstrecke vorgefundenen Makrophytenarten berücksichtigt (siehe Pkt. 17.4). Eine Auflistung der derzeit im System enthaltenen indikativen Arten findet sich im ANHANG (Pkt. 17.3). Wie bereits eingangs dargelegt, fokussiert das Bewertungsverfahren in seiner derzeitigen Form auf die Bewertung des Wasserkörpers selbst. In die Berechnung zur Ökologischen Zustandsklasse selbst gehen daher momentan nur Hydrophyten und Amphiphyten ein.

Die Bewertung erfolgt typspezifisch. Für Österreich konnten nach Makrophytentypologie 11 verschiedene Fließgewässertypen definiert werden. Vor den Berechnungen ist für jede

Untersuchungsstrecke entsprechend ihrer geographischen Lage und der Höhenlage der Gewässertyp zu ermitteln (Pkt. 14.1; Übersicht und Karte siehe Pkt. 17.4).

Zur weiteren Bearbeitung ist die jeweils für den entsprechenden Fließgewässertyp vorgegebene Einstufungsliste heranzuziehen. Die Einstufungslisten finden sich im ANHANG unter Pkt. 17.5.

Für die Auswertung bzw. Bewertung sind letztlich die Dominanzverhältnisse zwischen den unterschiedlich eingestuften Arten ausschlaggebend. Die einzelnen Arten gehen daher mit ihren Abundanzen in die Bewertung ein. Verwendet werden hierbei direkt die Zahlenwerte der fünfstufigen Skala für die Pflanzenmenge nach KOHLER (1978), also die PMI-Werte.

Die „realen Pflanzenmengen“ nach MELZER et al. (1986), die der dritten Potenz der Zahlenwerte des Pflanzenmengenindex nach KOHLER (1978) entsprechen, werden nicht zur Berechnung herangezogen, da sonst der Mengenaspekt zu sehr im Vordergrund stehen würde. Denn gerade in Fließgewässern können die „realen Pflanzenmengen“ der vorkommenden Arten in der selben Zustandsklasse und sogar im selben Fließgewässertyp je nach Morphologie, Strömung und Uferbewuchs (Beschattung) äußerst unterschiedlich sein und zeitweise auch durch verstärkte Abflüsse (Hochwasserereignisse) reduziert werden. Weiters wird hierdurch erreicht, dass das Vorkommen mehrerer gleich eingestufte Arten höher gewertet wird als die mengenmäßige Dominanz nur einer Art.

Die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse wird wie folgt durchgeführt:

Zunächst ist für alle an der zu bewertenden Untersuchungsstrecke vorkommenden Arten die jeweilige Einstufung aus den typspezifischen Listen (Pkt. 17.5) zu entnehmen.

Diese ist in die mit den Angaben der Pflanzenmenge (PMI, Schätzstufen 1 bis 5) versehene Artenliste der Untersuchungsstrecke einzutragen.

Weiters ist einzutragen, in wie viele Klassen die jeweilige Art eingestuft ist (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Beispiel: vorbereitende Einträge für die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse

Art	Pflanzen- menge	Klasse				Anzahl Klassen
		1	2	3	4	
Art 1	PMI ₁	x				1
Art 2	PMI ₂	x	x	x		3
Art 3	PMI ₃	x				1
Art 4	PMI ₄	x	x			2
Art 5	PMI ₅	x	x	x	x	4
...						

Im nächsten Schritt werden die Zahlenwerte der Pflanzenmenge (PMI-Werte) jeder Art auf alle angegebenen Klassen aufgeteilt.

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Dabei sind sie entsprechend der Breite der ökologischen Amplitude der jeweiligen Art zu gewichten.

Dies geschieht in der Weise, dass der jeweilige Wert durch das Quadrat der Anzahl der Klasseneinträge dividiert wird. Arten mit sehr eng gefassten ökologischen Ansprüchen werden hierdurch stärker gewichtet als Arten mit einer weiten ökologischen Amplitude.

Ubiquisten, also Arten, die einen Eintrag in jeder Klasse haben, gehen nicht in die Bewertung ein. Die PMI-Werte sind in diesem Fall mit Null zu multiplizieren (siehe Tabelle 3). Die einzige Ausnahme bildet hierbei *Rhynchosstegium riparioides*. Die Werte der Pflanzenmenge gehen trotz Einstufung in vier Klassen in die Berechnung ein werden entsprechend durch 4^2 dividiert.

Die Gewichtung (G) ist somit für Arten, die in eine, zwei oder drei Klassen eingestuft wurden gleich „ $1/\text{Anzahl der Klassen}^2$ “, für Arten, die in 4 Klassen eingestuft wurden (Ubiquisten) gleich „0“.

Tabelle 3: Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse.

Art	Pflanzen -menge	Klasse				Anzahl Klassen
		1	2	3	4	
Art 1	PMI ₁	PMI ₁				1
Art 2	PMI ₂	PMI ₂ / 3 ²	PMI ₂ / 3 ²	PMI ₂ / 3 ²		3
Art 3	PMI ₃	PMI ₃				1
Art 4	PMI ₄	PMI ₄ / 2 ²	PMI ₄ / 2 ²			2
Art 5	PMI ₅	PMI ₅ x 0	PMI ₅ x 0	PMI ₅ x 0	PMI ₅ x 0	4
...						
Summe PMIxG		Summe ₁	Summe ₂	Summe ₃	Summe ₄	Quersumme A
Summe PMIxGxKL		Summe ₁ x 1	Summe ₂ x 2	Summe ₃ x 3	Summe ₄ x 4	Quersumme B
Indexwert						Quersumme B / Quersumme A
Ökologische Zustandsklasse (ÖZK)						Indexwert gerundet auf ganze Zahl

Die so erhaltenen Zahlenwerte sind nun spaltenweise für die einzelnen Klassen zu summieren (Summe PMIxG).

Diese Werte sind sodann mit den jeweiligen Klassenbezeichnungen (1 bis 4) zu multiplizieren (Summe PMIxGxKL).

Für die Summen PMIxG und PMIxGxKL sind die Quersummen zu bilden.

Der Indexwert ergibt sich aus der Division der Quersumme PMIxGxKL = Quersumme B durch die Quersumme PMIxG = Quersumme A (siehe Tabelle 3).

Das Endergebnis ist für die Angabe der Ökologischen Zustandsklasse auf eine ganze Zahl zu runden.

Die Klassengrenzen werden somit jeweils in der Mitte von zwei Klassen gesetzt, wobei ab 1,50, 2,50 bzw. 3,50 jeweils der schlechtere Zustand vergeben wird.

13.2 Bewertbarkeit einer Stelle

Als Voraussetzung für die Bewertbarkeit einer Stelle müssen nachfolgende Bedingungen erfüllt werden:

1. Es müssen in der zu bewertenden Stelle mindestens **3 eingestufte Arten** (davon aber keine Ubiquisten) vorhanden sein.

o d e r

2. Die **Gesamtpflanzenmenge** (PM) der eingestuften Arten (ohne Ubiquisten) muss mindestens **16** betragen (d.h. es müssen entweder 2 eingestufte Arten mit der Häufigkeitsstufe 2 vorkommen oder eine eingestufte Art mit der Häufigkeitsstufe 3).

13.3 Berechnung der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel

Als weiterer Parameter wird die Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel (SÜQ) berechnet. Dieser Wert gibt an, mit welcher Sicherheit [%] an dieser Stelle das Qualitätsziel (Zustandsklasse 2) erreicht oder überschritten wurde. Als Berechnungsgrundlage dient die gewichtete Mengenverteilung über die einzelnen Klassen in der Probenstelle (Summen PM_{IXG}). Die Summen PM_{IXG} der Klassen 1 und 4 gehen dabei jeweils doppelt in die Berechnung ein. Es wird der Prozentanteil der gewichteten Summen der Klassen 1 und 2 (=Anteil₁₊₂) als auch der Klassen 3 und 4 (=Anteil₃₊₄) an der Quersumme Anteil SÜQ = Quersumme C ermittelt (siehe Tabelle 4).

Je nach dem ob an der zu bewertenden Untersuchungsstrecke nun entsprechend der ökologischen Zustandsklasse eine Überschreitung des Qualitätsziels vorliegt oder nicht, wird der entsprechende Prozentwert SÜQ₁₊₂ oder SÜQ₃₊₄ als Sicherheit für „Qualitätsziel überschritten“ oder „Qualitätsziel erreicht“ herangezogen. Hierbei soll ausdrücklich betont werden, dass das Ergebnis nicht die Zuweisung der Ökologischen Zustandsklasse an der entsprechenden Untersuchungsstrecke in Frage stellt oder bewertet, sondern lediglich die Sicherheit angibt, mit der an der zu bewertenden Untersuchungsstrecke das Qualitätsziel erreicht wurde oder eben nicht!

Tabelle 4: Berechnung der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel.

Art	Pflanzen- menge	Klasse				Anzahl Klassen
		1	2	3	4	
Art 1	PMI ₁	PMI ₁				1
Art 2	PMI ₂	PMI ₂ / 3 ²	PMI ₂ / 3 ²	PMI ₂ / 3 ²		3
Art 3	PMI ₃	PMI ₃				1
Art 4	PMI ₄	PMI ₄ / 2 ²	PMI ₄ / 2 ²			2
Art 5	PMI ₅	PMI ₅ x 0	PMI ₅ x 0	PMI ₅ x 0	PMI ₅ x 0	4
...						
Summe PMI x G		Summe ₁	Summe ₂	Summe ₃	Summe ₄	
Anteil SÜQ		Anteil ₁₊₂ = Summe ₁ x 2 + Summe ₂		Anteil ₃₊₄ = Summe ₃ + Summe ₄ x 2		Quersumme C
Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel [%]		Im Fall QZ erreicht: SÜQ ₁₊₂ = Anteil ₁₊₂ x 100 / Quersumme C Im Fall QZ überschritten: SÜQ ₃₊₄ = Anteil ₃₊₄ x 100 / Quersumme C				

Erläuterung zur Ermittlung „Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel“

Sind in einer zu bewertenden Untersuchungsstrecke ausschließlich Arten, die in Klasse 2 eingestuft sind, vorzufinden, dann liefert die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse einen „guten“ Zustand. Das selbe Ergebnis wird erreicht, wenn an einer Untersuchungsstrecke ausschließlich Arten gefunden wurden, deren Einstufung jeweils in den Klassen 1 bis 3 liegt. In beiden Fällen wird somit das Qualitätsziel erreicht. Die beiden Strecken unterscheiden sich aber in der Sicherheit bezüglich der Überschreitung des Qualitätsziels. Während an der Untersuchungsstrecke mit lediglich Arten der Klasse 2 zu 100 % angenommen werden kann, dass ausgehend vom Qualitätselement Makrophyten kein Überschreitung des Qualitätsziels vorliegt, liegt diese Sicherheit im zweiten Fall bei nur mehr 75 %.

Das Ergebnis spiegelt somit die ökologische Amplitude der vorgefundenen Arten wieder. Mit der Einstufung der Arten in die Klassen 1 bis 3, liegt die Wahrscheinlichkeit sehr hoch, dass keine Überschreitung des Qualitätsziels vorliegt. Aufgrund der weiten ökologischen Amplitude des vorgefundenen Artenspektrums, ist jedoch nicht auszuschließen, dass die Standortbedingungen an dieser Stelle dem „schlechteren“ Bereich der Amplitude der Verbreitung der Arten entsprechen. Diese eben angeführte Möglichkeit spiegelt sich in der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel wieder. Natürlich weisen die zu bewertenden Stellen nur in den seltensten Fällen eine Übereinstimmung bei der Arteeinstufung wie in den angeführten Beispielen auf. In der Berechnung der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel findet somit neben den unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen der einzelnen Arten auch die Amplitude ebendieser Berücksichtigung.

13.4 Berechnung der Ecological Quality Ratio (EQR)

Um eine EU-weite Vergleichbarkeit der verschiedenen nationalen Bewertungssysteme zu erreichen, sind die Bewertungsergebnisse letztlich in die so genannte „Ecological Quality Ratio“ (EQR) umzurechnen. Die EQR ist definiert als das Verhältnis zwischen dem beobachteten Wert einer Probestelle zum jeweiligen Referenzwert (= erwarteter Wert).

$$EQR = \frac{\text{beobachteter Wert}}{\text{Referenzwert}}$$

Die Ecological Quality Ratio kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 0 der schlechteste und 1 der beste Zustand ist. Die EQR nimmt also mit abnehmender Gewässerqualität ab.

Die aus dem vorliegenden Verfahren als Bewertungsergebnis resultierenden Werte für die Ökologische Zustandsklasse verhalten sich jedoch umgekehrt. Der kleinstmögliche Wert beträgt hier 1 und ist dem Referenzzustand gleichzusetzen. Der schlechtest mögliche Zustand wird mit dem Wert 5 (= Maximalwert) beziffert. Die Formel zur Berechnung der EQR muss daher zusätzlich ein Invertierungsverfahren beinhalten. Hierzu wird das mit zwei Kommastellen auszuweisende Bewertungsergebnis für die Untersuchungsstrecke vom Maximalwert abgezogen.

$$EQR = \frac{\text{Maximalwert} - \text{Bewertungsergebnis}}{\text{Maximalwert} - \text{Referenzwert}}$$

Es ergeben sich die in Tabelle 5 aufgelisteten Zuordnungen:

Tabelle 5: Ökologische Zustandsklassen mit entsprechender EQR.

Ökologische Zustandsklasse	Bezeichnung	Wertebereich Index	EQR
1	Sehr gut	1,00 – 1,49	>0,875 – 1
2	Gut	1,50 – 2,49	>0,625 – 0,875
3	Mäßig	2,50 – 3,49	>0,375 – 0,625
4	Unbefriedigend	3,50 – 4,49	>0,125 – 0,375
5	Schlecht	4,50 – 5,00	0 – 0,125

Ein Rechenbeispiel für eine Makrophyten-Bewertung ist unter Pkt. 17.7 angeführt.

Ein EDV-Tool zur automatischen Errechnung der Bewertung ist in Ausarbeitung.

14 BERECHNUNGSGRUNDLAGEN

14.1 Makrophytentypologie für Fließgewässer

Die Bewertung anhand der Makrophytenvegetation erfolgt typspezifisch. Ausgangspunkt für die Makrophytentypologie sind die von MOOG et al. (2001) für Österreich festgelegten Bioregionen. Auf Basis der Makrophytenvegetation können jedoch nicht alle Bioregionen signifikant voneinander unterschieden werden. Es zeigen sich aber deutliche Unterschiede der Vegetationsverhältnisse in bestimmten Bioregionsgruppen, die wiederum den Ökoregionen nach ILLIES (1978) entsprechen – allerdings differenziert in Kalk- und Silikatgebiete. Die Ausprägung der aquatischen Vegetation zeigt darüber hinaus auch eine deutliche Abhängigkeit von der Meereshöhe, was in erster Linie durch die Zunahme des trophischen Grundzustandes mit abnehmender Meereshöhe erklärbar ist (PFISTER & PIPP, 2005). Hier wurden in Übereinstimmung mit den Empfehlungen der REFCOND-Guidance drei Stufen (>200 müA, 200 – 800 müA und >800 müA) festgelegt. Zusätzlich werden generell in Österreich alle großen Flüsse als eigene Typen behandelt. Insgesamt ergeben sich für Österreich auf Basis der Makrophytenvegetation somit 11 Fließgewässertypen und 9 Große Flüsse (Übersicht und Karte siehe Pkt. 17.4)

Für alle Untersuchungsstrecken ist der jeweilige Fließgewässertyp nach der Makrophytentypologie anzugeben. Dieser kann anhand der Lage der Stelle aus der unter Pkt. 17.4 zur Verfügung gestellten Karte abgelesen werden. Zusätzlich ist die Höhenlage der Untersuchungsstelle anzugeben. Ersatzweise kann auch die Bioregion und die Höhenlage angegeben werden. Die Bioregionskarte für Österreich ist unter www.wassernet.at/article/archive/5738 („Ist-Bestandsanalyse 2004 gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Karten, Oberflächengewässer 1:500.000, Karten 1 bis 5“, Karte 01.pdf) auf der Homepage des Lebensministeriums zu finden.

14.2 Berücksichtigte Makrophytenarten

Das hier vorgestellte Verfahren wurde anhand einer begrenzten Anzahl von Probestellen (ca. 500) im Rahmen eines österreichweiten Untersuchungsprogramms entwickelt. Berücksichtigt wurden weiters die Ergebnisse der Makrophyten-Erhebungen im Rahmen der GZÜV-2007 (ca. 70 Stellen). In das Bewertungssystem aufgenommen wurden vorerst nur jene Makrophytenarten, die im Rahmen dieser Projekte gefunden wurden. Die Indikationslisten in ihrer vorliegenden Form dürften den Großteil der in Österreich vorkommenden makrophytischen Indikatortaxa enthalten. Dennoch ist davon auszugehen, dass mit neuen Untersuchungen weitere Arten hinzu kommen werden und in das Bewertungssystem integriert werden müssen.

Ein großer Vorteil dieses Bewertungsverfahrens liegt in der beliebigen Erweiterbarkeit des Systems. (Dadurch kann das Verfahren z.B. auch in Ländern angewandt werden, in denen zusätzliche Arten vorkommen, deren Verbreitung innerhalb Österreichs nicht gegeben ist.)

Derzeit sind insgesamt 190 Arten für das Bewertungssystem berücksichtigt. 134 davon sind Indikatorarten und in die Indikationslisten eingestuft. Dies sind im Einzelnen:

- 8 Characeen-Arten,
- 2 Schachtelhalmarten
- 62 Moosarten,
- 62 Vertreter der Höheren Pflanzen,

Da das Bewertungssystem in seiner derzeitigen Form auf die Bewertung des Wasserkörpers selbst fokussiert, gehen nur Hydrophyten und Amphiphyten in die Berechnung zur Bewertung ein.

Alle Indikatortaxa sind im ANHANG unter Pkt. 17.3 aufgelistet.

15 DARSTELLUNG DER ERGEBNISSE, PRÜFBERICHT

Der Mindestumfang der Prüfberichte hat zu umfassen:

1. Projektrelevante Daten aus dem PROBENAHMEPROTOKOLL Pkt. 10
Eindeutige Stellenbezeichnung
Untersuchungsdatum
Genaue Lageangabe der Untersuchungsstrecke inkl. Höhenangabe (müA)
Zuweisung zum Fließgewässertyp nach Makrophytentypologie
2. Vollständige Taxaliste auf Artniveau mit Angabe des jeweiligen Pflanzenmengenindex
3. Ergebnis der Bewertung, Kommentar und Interpretation
4. Dokumentationsfotos

Ein Beispiel für eine Taxaliste mit den erforderlichen Zusatzinformationen ist im ANHANG unter Pkt. 17.6 zu finden.

Ein Vorschlag zur Darstellung der Ergebnisse findet sich unter Pkt. 17.8.

16 LITERATUR

Probennahme

CEN 230165: Water quality – Guidance on data collection, interpretation and classification of running waters based on aquatic macrophytes.

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen.- Landschaft + Stadt 10/2, 73-85.

MIDCC (2005): Manual Methodology for running water – Guidance on the Assessment of Aquatic Macrophytes in the River Danube, in Water Bodies of the Fluvial Corridor, and in its Tributaries.- www.midcc.at, 6pp.

ÖNORM M6232 (1995): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Österreichisches Normungsinstitut, 38pp.

ÖNORM EN 14184: Water quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water.

ÖNORM EN 14996: Water quality – Guidance standard on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment.

PROBST, W. (1986): Biologie der Moos- und Farnpflanzen.- Quelle & Meyer, Heidelberg, 333pp.

Auswertung / Bewertung

CHOVANEC, A., JÄGER, P., JUNGWIRTH, M., KOLLER-KREIMEL, V., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ S. (2000): The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water Framework Directive.- Hydrobiologia 422/423, 445 – 452.

DEUTSCH, K. & KREUZINGER N. (2005): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemeinen chemisch/physikalischen Parameter in Fließgewässern.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Sektion VII (Hrsg.) UW.3.1.2/0013-VII/2005, 25pp.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen

der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxemburg.

FINK, H.F., MOOG, O. & WIMMER R. (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs.- Monographien des UBA, Band 128, Umweltbundesamt, Wien.

GZÜV (2006): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern; Gewässerzustandsüberwachungsverordnung samt Anhängen; BGBl. II Nr. 479/2006.

ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea.- Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam, 532pp.

MADER, H., STEIDL, T. & WIMMER R. (1996): Abflußregime österreichischer Fließgewässer, Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie.- Monographien des UBA, Band 82, Umweltbundesamt, Wien.

MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R. & VOGT E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees.- Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, 4/86, 210pp.

MOOG, O., SCHMIDT-KLOIBER, A., OFENBÖCK, T. & GERRITSEN J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Publikationen Wasserwirtschaftskataster, BMLFUW, 1-106.

NIKL FELD, H. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs.- Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Band 10, Wien, 292pp.

NIJBOER, R. C., JOHNSON, R. K., VERDONSCHOT, P. F. M., SOMMERHÄUSER, M. & BUFFAGNI A. (2004): Establishing reference conditions for European streams.- Hydrobiologia 516, 91 – 105.

PALL, K. & MOSER V. (2006): Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer nach EU-Wasserrahmenrichtlinie: Qualitätselement Makrophyten. Endbericht der Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

PIPP, E. & PFISTER P. (2005): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer an Hand des Phytobenthos gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Vorschlag für ein Trophie-basiertes Bewertungsverfahren.- Studie im Auftrag des BMLFUW, unveröff. Bericht, 278pp.

WALLIN, M., WIDERHOLM, T. & JOHNSON R. K. (2003). Guidance of establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters.- CIS WFD Working Group 2.3, 1-89.

WIMMER, R. & CHOVANEC A. (2000): Fließgewässertypen in Österreich als Grundlage für die Erarbeitung eines Überwachungsnetzes im Sinne des Anhang II der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Publikationen Wasserwirtschaftskataster, BMLFUW, 1-39.

WIMMER, R. & MOOG O. (1994): Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer.- Monographie des UBA, Band 51, Umweltbundesamt, Wien.

17 ANHANG

17.1 Bestimmungsliteratur, Taxonomie (eine Auswahl)

- Adler, W., Oswald, K. & R. Fischer, 1994: Exkursionsflora von Österreich.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1180pp.
- Casper, S.J. & H.-D. Krausch, 1980: Pteridophyta und Anthophyta, 1. Teil.- In: Ettl, H., Gerloff, J. & H. Heynig [Hrsg.]: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 23.- Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 403pp.
- Casper, S.J. & H.-D. Krausch, 1981: Pteridophyta und Anthophyta, 2. Teil.- In: Ettl, H., Gerloff, J. & H. Heynig [Hrsg.]: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 24.- Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 539pp.
- Cook, C.D.K., Gut, B.J., Rix, E.M., Schneller, J. & M. Seitz, 1974: Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes.- Junk, The Hague, i-viii, 561pp.
- Corillion, R., 1957: Les Charophycées de France et d'Europe Occidentale.- Bull. Soc. Sci. Bretagne 32, 499pp.
- Jermy, A.C. & T.G. Tutin, 1982: Sedges or the British Isles.- Botanical Society of the British Isles, Handbook No. 1, London, 268pp.
- Frahm, J.-P. & W. Frey, 1992: Moosflora.- 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528pp.
- Krause, W., 1997: Charales (Charophyceae).- In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H & D. Mollenhauer [Hrsg.]: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18.- Gustav Fischer Verlag, Jena, 202pp.
- Mönkemeyer, W., 1927: Die Laubmoose Europas.- In: Rabenhorst, G.L. (Begr.), Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, Band. 4.- Geest & Portig, Leipzig, 960pp.
- Moore, J.A., 1986: Charophytes of Great Britain and Ireland.- Botanical Society of the British Isles, Handbook No. 5, London, 140pp.
- Nebel, M. & G. Philippi [Hrsg.], 2000: Die Moose Baden-Württembergs, Band 1.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 512pp.
- Nebel, M. & G. Philippi [Hrsg.], 2001: Die Moose Baden-Württembergs, Band 2.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 529pp.
- Nebel, M. & G. Philippi [Hrsg.], 2005: Die Moose Baden-Württembergs, Band 3.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 487pp.
- Niklfeld, H., 1999: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs.- Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Band 10, Wien, 292pp.
- Paton, J.A., 1999: The liverwort flora of the British Isles.- Harley Books, Colchester, 626pp.
- Paul, H., Mönkemeyer, W. & V. Schiffner, 1931: Bryophyta (Sphagnales – Bryales – Hepaticae).- In: Pascher, A. [Hrsg.]: Die Süßwasserflora Mitteleuropas, Band 22.- Gustav Fischer Verlag, Jena, 252pp.
- Preston, C.D., 1995: Pondweeds of Great Britain and Ireland.- Botanical Society of the British Isles, Handbook No. 8, London, 350pp.

- Rothmaler, W. [Begr.], 1995: Exkursionsflora von Deutschland, Band 3 Gefäßpflanzen: Atlasband.- 9. durchgesehene und verbesserte Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, 753pp.
- Rothmaler, W. [Begr.], 2002: Exkursionsflora von Deutschland, Band 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band.- 9. völlig neu bearbeitete Auflage, Spektrum, Akad. Verlag, Berlin, 948pp.
- Smith, A.J.E., 1978: The moss flora of Britain and Ireland.- Cambridge University Press, Cambridge, 706pp.
- Smith, A.J.E., 1992: The liverworts of Britain and Ireland.- Cambridge University Press, Cambridge, 362pp.

17.2 Aufnahmebögen

Auf den folgenden Seiten finden sich Beispiele für Aufnahmebögen:

- Erhebungsbogen Zusatzparameter-Fließgewässer
- Erhebungsbogen Makrophyten-Fließgewässer

sowie Erklärungen hierzu.

ERHEBUNGSBOGEN ZUSATZPARAMETER - FG

Allgemeines	Gewässer		Stellencode		Datum		X		Anfang		Ende	
	Probenstelle		Fluß-km		Meridian		Y					
	Stellenbeschreibung				Foto		Nr. von		Nr. bis		Bearb.	
	Projekt		Auftraggeber		Auftragnehmer							
	Seehöhe		Alkalinität [mVal/l]		Einzugsgebiet [km²]							
	Fließgewässertyp				dominanter Typ im Oberlauf							
Generelle Parameter	Einzugsgebiet		unmittelb. Einfluß bis ca. 500m oh		Querschnittsmaße [m]		Strömung		0 / 1 2 3			
	unbeeinflusst		See		Sohlbreite		gesch. m/s:					
	Landwirtschaft		Zufluss		Abstand Oberkante							
	Siedlungen		Staubereich		Querschnittstiefe		Strömungsdiversität		0 / 1 2 3			
Ufer / Untergrund	Industrie		Einleitung		Gewässertiefe							
	Laufkrümmung		Landwirtschaft		Abflußtendenz		Tiefendiversität		0 / 1 2 3			
	0 / 1 2 3		Siedlungen		HW		MW		NW			
			Industrie									
Nutzung	Uferverbau [%]		L		R		Uferbewuchs [%]		L		R	
	kein U-verbau						fehlend					
	Steinwurf						Wiese					
	Pflaster						Röhricht					
Nutzung	Beton/Mauer						Hochstauden					
	Querbauw./Sohlverbau						Einzelgehölz					
	Art						Gebüsch					
	FH [cm]				%		Auwald					
Nutzung	L Uferneigung		R				Mischwald					
	0 / 1 2 3		0 / 1 2 3				Laubwald					
							Nadelwald					
Nutzung	Umlandnutzung [%]		L		R		Pufferzone [%]		L		R	
	keine						Breite [m]					
	Laubwald						fehlend					
	Nadelwald						Röhricht					
Nutzung	Mischwald						Hochstauden					
	Radweg						Gebüsch					
	Straße						Gehölzstreifen					
	Landwirtschaft						Auwald					
Nutzung	Siedlung						Wald					
	Industrie						extens. Wiese					
Nutzung	Umlandverzahnung		0 / 1 2 3				natürlich abiotisch					
	pot. Besiedelungsbeeinträchtigung						anthropogen					
	Beeinträchtigung vorhanden?						J / N		Art			
	Bemerkungen											

ERHEBUNGSBOGEN MAKROPHYTEN - FG

Gewässer		Stellencode		Datum		Bearb.	
----------	--	-------------	--	-------	--	--------	--

Höhere Pflanzen, Farne, Characeen				
Art	PM*		Art	PM*

Moose								
Art	PM*	Substrat				Standort **		
		Stein	Holz	Lehm	Erde	SUBM	WAL	SPWZ

* PM: Pflanzenmenge nach KOHLER (1978)

** Standort: SUBM = submers WAL = Wasseranschlagslinie SPWZ = Spritzwasserzone

Anmerkungen Erhebungsbogen Zusatzparameter - FG

	Erhebungsparameter	Erklärung
Allgemeines	X und Y	Anfang und Ende der Untersuchungsstrecke sind mit GPS einzumessen; Angabe von Rechts- und Hochwert (Bundesmeldenetz)
	Meridian	M28, M31 oder M34
	Stellenbeschreibung	genauere Ortsbeschreibung, oh oder uh ARA,...
	Bearb.	Bearbeiter
	Fließgewässertyp, dominanter Typ	Fließgewässertyp nach Makrophytentypologie
Generelles	0 / 1 2 3	falls nicht anders angegeben: 4-teilige Skala; 0 (kein) - 1 (gering) - 2 (mäßig) - 3 (stark/hoch)
	Einzugsgebiet	beschreibt die dominanten Einflussfaktoren im Einzugsgebiet der FG-Stelle
	Laufkrümmung	4-teilige Skala; 0 (geradlinig, gestreckt) - 1 (schwach geschwungen) - 2 (mäßig geschwungen) - 3 (stark geschw./mäandrierend)
	Abstand Oberkante	Abstand der Böschungsoberkanten
	Querschnittstiefe	Gewässersohle bis Böschungsoberkante
Ufer / Untergrund	Abflusstendenz	Hochwasser - Mittelwasser - Niedrigwasser zum Zeitpunkt der Aufnahme
	Strömung	4-teilige Skala; 0 (keine) - 1 (ruhig fließend) - 2 (fließend mit Turbulenzen) - 3 (turbulent)
	Querbauw.	Querbauwerk: Angabe der Art und Fallhöhe (FH) in cm
	Sohverbau	Angabe der Art und wieviel % der Untersuchungsstrecke betroffen sind
	Uferneigung	4-teilige Skala; 0 (flach) - 1 (mäßig steil) - 2 (steil) - 3 (senkrecht)
Nutzung	Uferbewuchs	zu beachten ist ausschließlich der Bewuchs der Uferböschung
	Substrat	nach ÖNORM M6232 (s.u.)
	Beschattung nach Wörlein (1992):	0 - vollsonnig (Sonne von deren Auf- bis Untergang) 1 - sonnig (in der überwiegenden Zeit zw. Auf- und Untergang; immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne) 2 - halbschattig (mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet) 3 - schattig (voller Schatten unter Bäumen)
	Pufferzone	jener Teil, der sich zwischen Oberkante der Uferböschung und der Umlandnutzung befindet. Nur natürlicher Bewuchs!!!
	Umlandverzahnung	beschreibt in wie weit das Umland in Verbindung mit dem Gewässer steht.
	pot. Besiedelungsbeeinträchtigung	natürliche, abiotische Faktoren: Strömung, Beschattung, Geschiebe,...
	Beeinträchtigung vorhanden	anthropogen: Öl, Müll,...

	Bezeichnung	Korngrößenbereich	Beschreibung des Teillebensraumes
Substrat nach ÖNORM 6232	Megalithal	über 40 cm	Oberseite großer Steine und Blöcke, anstehender Fels
	Makrolithal	über 20 cm bis 40 cm	grobes Blockwerk, etwa kopfgroße Steine vorherrschend, variable Anteile von Steinen, Kies und Sand
	Mesolithal	über 6,3 cm bis 20 cm	faust- bis handgroße Steine mit variablem Anteil an Kies und Sand
	Mikrolithal	über 2 cm bis 6,3 cm	Grobkies (taubenei- bis kinderfaustgroß) mit Anteilen von Mittel- und Feinkies und Sand
	Akal	über 0,2 cm bis 2 cm	Fein- bis Mittelkies
	Psammal	0,063 mm bis 2 mm	Sand
	Pelal	unter 0,063 mm	Schluff, Lehm, Ton und Schlamm
	Detritus		Ablagerungen aus partikulärem organischem Material; man unterscheidet: CPOM (= coarse particular organic matter), wie zB Fallaub, und FPOM (= fine particular organic matter)
	Xylal		Baumstämme (Totholz), Äste, Wurzeln ua.
	Sapropel		Faulschlamm

17.3 Indikative Makrophytenarten: Artenliste

ART	Lebensform	Kürzel
Charophyta		
<i>Chara aspera</i> Detharding ex Willdenow	Hyd	CHA ASP
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kützing	Hyd	CHA CON
<i>Chara delicatula</i> Agardh	Hyd	CHA DEL
<i>Chara globularis</i> Thuillier	Hyd	CHA GLO
<i>Chara gymnohylla</i> A. Braun	Hyd	CHA GYM
<i>Chara hispida</i> L.	Hyd	CHA HIS
<i>Chara strigosa</i> A. Braun	Hyd	CHA STR
<i>Chara vulgaris</i> L.	Hyd	CHA VUL
Bryophyta		
<i>Amblystegium humile</i> (P. Beauv.) Crundw.	A	AMB HUM
<i>Amblystegium varium</i> (Hedw.) Lindb.	A	AMB VAR
<i>Aneura pinguis</i> (L.) Dumort.	A	ANE PIN
<i>Blindia acuta</i> (Hedw.) B.S.G.	A	BLI ACU
<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.) Schimp.	(Hyd)	BRA PLU
<i>Brachythecium rivulare</i> B.S.G.	Hyd	BRA RIV
<i>Calliergon cordifolium</i> (Hedw.) Kindb.	A	CAI COR
<i>Calliergon giganteum</i> (Schimp.) Kindb.	A	CAI GIG
<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) C. Jens	A	CAP STE
<i>Chiloscyphus pallescens</i> (Ehrh. Ex Hoffm.) Dum.	Hyd	CHI PAL
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> (L.) Corda	Hyd	CHI POL
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (Hedw.) B.S.G.	Hyd	CIN AQU
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumg.	Hyd	CIN DAN
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P. Beauv.	Hyd	CIN FON
<i>Cinclidotus riparius</i> (Web. & Mohr) Arn.	Hyd	CIN RIP
<i>Conocephalum conicum</i> (L.) Und.	A	CON CON
<i>Cratoneuron commutatum</i> (Hedw.) Roth	A	CRA COM
<i>C. commutatum</i> var. <i>falcatum</i> (Brid.) Moenk.	(Hyd)	CRA COF
<i>C. commutatum</i> var. <i>fluctuans</i> (B., S.&G.) Wijk & Marg.	Hyd	CRA COL
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	A, Hyd	CRA FIL
<i>Dichodontium pellucidum</i> (Hedw.) Schimp. s.l.	Hyd	DIH PEL
<i>Dicranella palustris</i> (Dicks.) Crundw.	Hyd	DIC PAL
<i>Didymodon sinuosus</i> (Mitt.) Delogne	A	DID SIN
<i>Didymodon spadiceus</i> (Mitt.) Limp.	(Hyd)	DID SPA
<i>Didymodon tophaceus</i> (Brid.) Lisa	(Hyd)	DID TOP
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	(Hyd)	DRE ADU
<i>Drepanocladus sendtneri</i> (Schimp. ex. H. Müll.) Warnst.	A	DRE SEN
<i>Eurhynchium speciosum</i> (Brid.) Jur.	A	EUR SPE
<i>Fissidens adianthoides</i> Hedw.	A	FIS ADI
<i>Fissidens crassipes</i> Wils. Ex Bruch & Schimp.	Hyd	FIS CRA
<i>Fissidens rufulus</i> Bruch & Schimp.	Hyd	FIS RUF
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Hyd	FON ANT

ART	Lebensform	Kürzel
<i>Fontinalis squamosa</i> Hedw.	Hyd	FON SQU
<i>Hygroamblystegium fluviatile</i> (Hedw.) Loeske	Hyd	HYG FLU
<i>Hygroamblystegium tenax</i> (Hedw.) Jenn.	Hyd	HYG TEN
<i>Hygrohypnum duriusculum</i> (De Not.) Jamieson	Hyd	HYG DUR
<i>Hygrohypnum eugyrium</i> (Schimp.) Broth.	Hyd	HYG EUG
<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	(Hyd)	HYG LUR
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (Turn. Ex Wils.) Loeske	Hyd	HYG OCH
<i>Hyophila involuta</i> (Hook.) A. Jaeger	Hyd	HYO INV
<i>Jungermannia atrovirens</i> Dum.	(Hyd)	JUG ATR
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i> Hook.	(Hyd)	JUG SPH
<i>Leptodictyum riparium</i> (Hedw.) Warnst.	Hyd	LEP RIP
<i>Marchantia polymorpha</i> L.	A	MAR POL
<i>Octodiceras fontanum</i> (B. Pyl.) Lindb.	Hyd	OCT FON
<i>Orthotrichum cupulatum</i> var. <i>riparium</i> Hüb.	Hyd	ORT RIP
<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks.) Dum.	A	PEL END
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) Corda	(Hyd)	PEL EPI
<i>Philonotis calcarea</i> (Bruch & Schimp.) Schimp.	A	PHI CAL
<i>Philonotis fontana</i> (Hedw.) Brid.	A	PHI FON
<i>Philonotis tomentella</i> Molendo	A	PHI TOM
<i>Pohlia wahlenbergii</i> v. <i>wahlenb.</i> (Web. & Mohr) Andrews in Grout	A	POH WAL
<i>Racomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	Hyd	RAC ACI
<i>Racomitrium aquaticum</i> (Schrader.) Brid	Hyd	RAC AQU
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	Hyd	RHY RIP
<i>Riccia rhenana</i> Lorbeer	Hyd	RII RHE
<i>Scapania subalpina</i> (Nees ex Lindenb.) Dum.	A	SCA SUB
<i>Scapania undulata</i> (L.) Dumort.	Hyd	SCA UND
<i>Schistidium apocarpum</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	(Hyd)	SCS APO
<i>Schistidium rivulare</i> (Brid.) Pod.	Hyd	SCS RIV
<i>Scorpidium scorpioides</i> (Hedw.) Limpr.	(Hyd)	SCO SCO
<i>Thamnobryum alopecurum</i> (Hedw.) Nieuwl.	Hyd	THA ALO
Pteridophyta		
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em. Ehrhart	A	EQU FLU
<i>Equisetum palustre</i> L.	A	EQU PAL
Spermatophyta		
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	A	AGR STO
<i>Alisma gramineum</i> Lejeune	A	ALI GRA
<i>Alisma lanceolatum</i> Withering	A	ALI LAN
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	A	ALI PLA
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobolewski	A	ALO AEQ
<i>Berula erecta</i> (Hudson) Coville	A	BER ERE
<i>Butomus umbellatus</i> L.	A	BUT UMB
<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendter	Hyd	CAL COP
<i>Callitriche hamulata</i> Kützing ex Koch	Hyd	CAL HAM
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	Hyd	CAL OBT

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

ART	Lebensform	Kürzel
<i>Callitriche palustris</i> L.	A	CAL PAL
<i>Callitriche platycarpa</i> Kützing	Hyd	CAL PLA
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	A	CAL STA
<i>Caltha palustris</i> L.	H	CAT PAL
<i>Cardamine amara</i> L.	A	CAR AMA
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Hyd	CER DEM
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Palisot de Beauvois	A	DES CES
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roemer et Schultes	A	ELE ACI
<i>Elodea canadensis</i> Richard in Michaux fil.	Hyd	ELO CAN
<i>Glyceria declinata</i> Brébisson	A	GLY DEC
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	A	GYL FLU
<i>Glyceria maxima</i> (Hartman) Holmberg	H	GLY MAX
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourreau	Hyd	GRO DEN
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	Hyd	HIP VUL
<i>Lemna minor</i> L.	Hyd	LEM MIN
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	A	LYS NUM
<i>Mentha aquatica</i> L.	A	MEN AQU
<i>Montia fontana</i> L.	Hyd	MON FON
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Hyd	MYR SPI
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	Hyd	MYR VER
<i>Najas marina</i> L.	Hyd	NAJ MAR
<i>Nasturtium officinale</i> A. Braun	A	NAS OFF
<i>Nuphar lutea</i> (L.) J. E. Smith	Hyd	NUP LUT
<i>Nymphaea alba</i> L.	Hyd	NYM ALB
<i>Poa palustris</i> L.	A	POA PAL
<i>Polygonum amphibium</i> L.	A	POL AMP
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	A	POL HYD
<i>Polygonum mite</i> Schrank	A	POL MIT
<i>Potamogeton alpinus</i> Balbis	Hyd	POT ALP
<i>Potamogeton coloratus</i> Hornemann	Hyd	POT COL
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Hyd	POT CRI
<i>Potamogeton filiformis</i> Persoon	Hyd	POT FIL
<i>Potamogeton friesii</i> Rupr.	Hyd	POT FRI
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Hyd	POT LUC
<i>Potamogeton natans</i> L.	Hyd	POT NAT
<i>Potamogeton nodosus</i> Poiret	Hyd	POT NOD
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Hyd	POT PEC
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Hyd	POT PER
<i>Potamogeton pusillus</i> L. sec. Dandy et Taylor	Hyd	POT PUS
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	Hyd	RAN AQU
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibthorp	Hyd	RAN CIR
<i>Ranunculus fluitans</i> Lamarck	Hyd	RAN FLU
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix in Villars	Hyd	RAN TRI
<i>Rorippa amphibia</i> L.	A	ROR AMP

ART	Lebensform	Kürzel
<i>Saxifraga stellaris</i> L.	SW	SAX STE
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	A	SCH LAC
<i>Sparganium emersum</i> Rehmann	A	SPA EME
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	Hyd	SPI POL
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	A	VER ANA
<i>Veronica beccabunga</i> L.	A	VER BEC
<i>Veronica catenata</i> Penell	A	VER CAT
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Hyd	ZAN PAL

17.4 Fließgewässertypen und große Flüsse entsprechend Makrophytentypologie

1. **Gewässer der Alpen – Silikat (Zentralalpen) > 800 m (im folgenden: ASH)**
Ökoregion 4
Bioregionen: Vergletscherte & Unvergletscherte Zentralalpen > 800 m
2. **Gewässer der Alpen – Silikat (Zentralalpen) < 800 m (ASt)**
inkl. Gewässer der Alpen – Silikat (Ausläufer der Zentralalpen) > 800 m (Sonderstellung)
Ökoregion 4
Bioregionen: Vergletscherte & Unvergletscherte Zentralalpen < 800 m
Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen > 800 m
3. **Gewässer der Alpen – Silikat (Ausläufer der Zentralalpen) < 800 m (Sonderstellung) (AZ)**
Ökoregion 4
Bioregionen: Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen < 800 m
4. **Gewässer der Alpen – Kalk (Kalkalpen) > 800 m (AKh)**
Ökoregion 4
Bioregionen: Flysch, Kalkvoralpen, Nördliche Kalkhochalpen, Südalpen & Helvetikum > 800 m
5. **Gewässer der Alpen – Kalk (Kalkalpen & Alpine Regionen im Rhein-Einzugsgebiet) < 800 m (AKt)**
Ökoregion 4
Bioregionen: Flysch, Kalkvoralpen, Nördliche Kalkhochalpen, Südalpen, Helvetikum & Alpine Molasse < 800 m
6. **Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Silikat (Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse) > 800 m (MSh)**
Ökoregion 9
Bioregionen: Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse > 800 m
7. **Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Silikat (Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse) < 800 m (MSt)**
Ökoregion 9
Bioregionen: Österreichisches Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse < 800 m
8. **Gewässer des Zentralen Mittelgebirges – Kalk (Alpenvorland) < 800 m (MKt)**
Ökoregion 9
Bioregionen: Schweizerisch-Vorarlberger Alpenvorland & Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland < 800 m
9. **Gewässer der Ungarischen Tiefebene 200 bis 800 m (UTh)**
Ökoregion 11
Bioregion: Östliche Flach- und Hügelländer 200 bis 800 m

10. **Gewässer der Ungarischen Tiefebene < 200 m (UTt)**
Ökoregion 11
Bioregion: Östliche Flach- und Hügelländer < 200 m
11. **Gewässer des Dinarischen Westbalkans < 800 m (DW)**
Ökoregion 5
Bioregionen: Grazer Feld und Grabenland & Gewässer der südlichen inneralpinen Becken < 800 m
12. **Große Flüsse: Donau, Drau, Enns, Inn, March / Thaya, Mur, Rhein, Salzach, Traun**

MAKROPHYTENTYPOLOGIE FLIEßGEWÄSSER

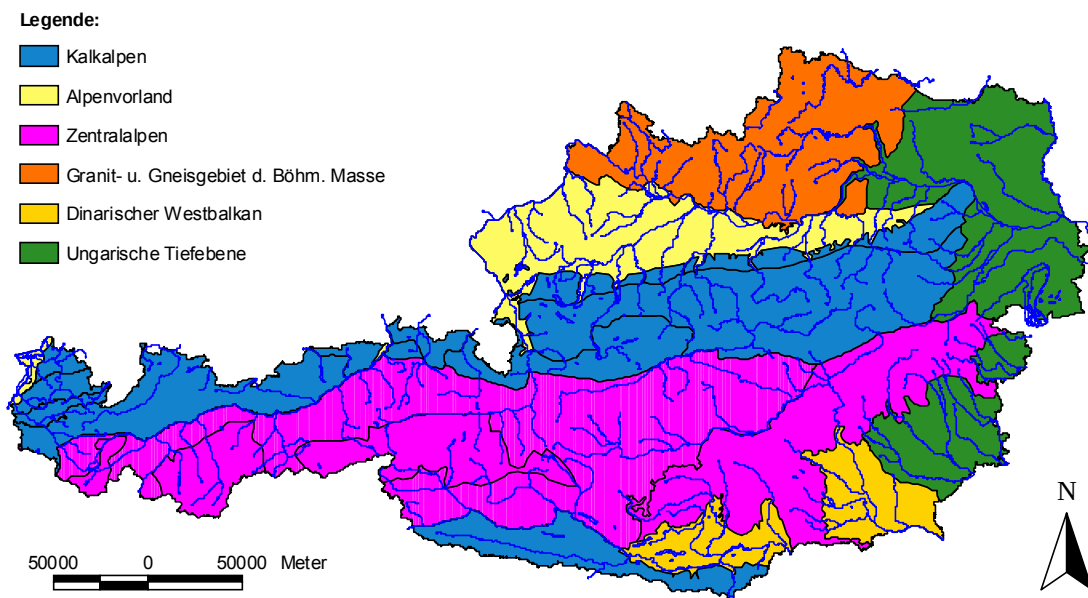


Abbildung 1: Makrophytentypologie für österreichische Fließgewässer;
basierend auf den Ökoregionen nach ILLIES (1978) und den Fließgewässer- Bioregionen Österreichs (MOOG et al., 2001).

Karte der Aquatischen Bioregionen in Österreich: siehe www.wassernet.at/article/archive/5738
Karten, Oberflächengewässer 1:500.000, Karten 1 bis 5 – Karte o1.pdf
„Ist-Bestandsanalyse 2004 gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, Karten, Oberflächengewässer 1:500.000, Karten 1 bis 5“, Karte 01.pdf

17.5 Makrophyten - Einstufungsliste

Den folgenden Tabellen sind die Einstufungen der einzelnen Arten in den verschiedenen Fließgewässertypen zu entnehmen.

Hierbei ist zu beachten, dass die Art-Einstufungen dem momentanen Stand der Bearbeitung entsprechen! Es ist geplant, Listen im Zuge neuer Erhebungen zu ergänzen und gegebenenfalls zu aktualisiere.

DERZEITIGE DEFIZITE

Das hier vorgestellte Verfahren wurde anhand einer begrenzten Anzahl von Probestellen im Rahmen eines Untersuchungsprogramms entwickelt. Es wurden Organismen in Indiktationslisten eingestuft. Die entstandenen Listen wurden durch Literaturangaben ergänzt. Diese Einstufungslisten können Lücken oder Fehler aufweisen, die sich erst im Zuge der Anwendung erkennen lassen. Auch können durch die zur Zeit laufende internationale Interkalibrierung noch Nachjustierungen bei den Einstufungen erforderlich werden.

Mit **Ausnahme der Donau** stehen für die Großen Flüsse derzeit noch keine Einstufungslisten zur Verfügung. Für Mur und March sind die Listen in Bearbeitung.

Für die übrigen Großen Flüsse ist die Datenlage zur Erstellung eigener Listen derzeit zu gering. Die Großen Flüsse können aber vorerst mit den der jeweiligen Lage der Gewässer entsprechenden Liste (siehe Pkt 17.4, Abb. 1) bewertet werden.

Im derzeitigen Stand berücksichtigt das Bewertungssystem nur jene Arten, die im Rahmen der Basiserhebung sowie der GZÜV 2007 in Österreich gefunden werden konnten. Es ist zu erwarten und wünschenswert, dass im Zuge der Bearbeitung weiterer Probestellen neue Arten hinzukommen und integriert werden müssen. Der große Vorteil dieses Bewertungsverfahrens liegt darin, dass zusätzliche Makrophytenarten jederzeit in die gewässertypspezifischen Listen aufgenommen werden können. Mögliche Erweiterungen der Listen haben dabei keinerlei Auswirkung auf bereits bestehende Bewertungen.

Die notwendigen Erweiterungen bzw. Anpassungen der Listen werden an zentraler Stelle in Zusammenarbeit mit Spezialisten erfolgen.

Anmerkungen zu den folgenden Listen:

Orange markierte Arten konnten aufgrund eines zu geringen Kenntnisstandes betreffend ihrer ökologischen Ansprüche (nur sehr seltenes Vorkommen in Österreich und nur unzureichende Angaben in der Literatur) bislang nicht in allen Listen eingestuft werden.

Grün sind jene Arten markiert, die im entsprechenden Fließgewässertyp (Makrophytentypologie) als Ubiquisten zu betrachten sind.

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Ash	1	2	3	4	Ash	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO		1	1	
CHA_ASP			1		SCS_RIV	1	1		
CHA_CON	1	1			THA_ALO		1	1	
CHA_DEL	1	1			PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU		1	1	
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL			1	
CHA_HIS			1		SPERMATOPHYTA				
CHA_STR			1		AGR_STO	1	1	1	1
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA				
BRYOPHYTA					ALI_LAN				1
AMB_HUM				1	ALI_PLA				1
AMB_VAR			1	1	ALO_AEQ				1
ANE_PIN	1	1			BER_ERE			1	1
BLI_ACU	1				BUT_UMB				1
BRA_PLU	1	1			CAL_COP				1
BRA_RIV	1	1	1		CAL_HAM			1	
CAI_COR			1	1	CAL_OBT				1
CAI_GIG			1		CAL_PAL		1		
CAP_STE		1	1		CAL_PLA			1	1
CHI_PAL			1		CAL_STA			1	1
CHI_POL	1	1			CAR_AMA		1		
CIN_AQU			1		CAT_PAL			1	
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES		1	1	
CIN_RIP			1	1	ELE_ACI		1		
CON_CON		1	1	1	ELO_CAN				1
CRA_COF	1				GLY_DEC		1	1	
CRA_COL			1		GLY_FLU		1		
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1	1			GRO_DEN		1	1	
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1	1			LYS_NUM			1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU			1	
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU			1		MYR_SPI			1	
DRE_SEN		1	1		MYR_VER				1
EUR_SPE			1		NAJ_MAR				1
FIS_ADI					NAS_OFF			1	
FIS_CRA			1		NUP_LUT				1
FIS_RUF	1				NYM_ALB				1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL			1	1
FON_SQU	1	1			POL_AMP				1
HYG_DUR	1				POL_HYD			1	
HYG_EUG	1	1			POL_MIT				1
HYG_FLU			1		POT_ALP	1			
HYG_LUR	1	1			POT_COL			1	
HYG_OCH	1	1			POT_CRI				1
HYG_TEN		1	1		POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR		1	1		POT_LUC				1
JUG_SPH	1				POT_NAT				1
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL			1		POT_PEC				1
OCT_FON				1	POT_PER			1	
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS			1	1
PEL_END			1		RAN_AQU			1	1
PEL_EPI	1	1			RAN_CIR				1
PHI_CAL	1	1			RAN_FLU				1
PHI_FON	1				RAN_TRI			1	1
PHI_TOM	1				ROR_AMP				1
POH_LUD	1				SAX_STE	1	1		
POH_WAL		1	1		SCH_LAC			1	
RAC_ACI	1	1			SPA_EME				1
RAC_AQU		1	1		SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA			1	1
RII_RHE				1	VER_BEC		1	1	1
SCA_UND	1				VER_CAT				1
SCO_SCO			1		ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Ast	1	2	3	4	Ast	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO		1		
CHA_ASP			1		SCS_RIV	1			
CHA_CON	1	1			THA_ALO		1		
CHA_DEL	1	1			PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU		1		
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL		1	1	
CHA_HIS			1		SPERMATOPHYTA				
CHA_STR			1		AGR_STO	1	1	1	1
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA				
BRYOPHYTA					ALI_LAN				1
AMB_HUM			1	1	ALI_PLA			1	1
AMB_VAR			1		ALO_AEQ			1	1
ANE_PIN	1				BER_ERE			1	
BLI_ACU	1				BUT_UMB				1
BRA_PLU	1				CAL_COP				1
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM		1	1	
CAI_COR			1		CAL_OBT				1
CAI_GIG			1		CAL_PAL		1		
CAP_STE	1	1			CAL_PLA			1	
CHI_PAL			1		CAL_STA			1	
CHI_POL	1				CAR_AMA	1	1		
CIN_AQU			1		CAT_PAL		1	1	
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES		1		
CIN_RIP		1	1		ELE_ACI	1	1		
CON_CON	1	1	1	1	ELO_CAN				1
CRA_COF	1				GLY_DEC		1	1	
CRA_COL			1		GLY_FLU		1		
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1				GRO_DEN		1	1	
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU			1	
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU			1		MYR_SPI			1	
DRE_SEN		1	1		MYR_VER			1	
EUR_SPE			1		NAJ_MAR				1
FIS_ADI					NAS_OFF		1	1	
FIS_CRA		1	1		NUP_LUT				1
FIS_RUF	1				NYM_ALB				1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL			1	
FON_SQU	1				POL_AMP			1	
HYG_DUR	1				POL_HYD			1	
HYG_EUG	1				POL_MIT			1	
HYG_FLU		1	1		POT_ALP	1			
HYG_LUR	1	1			POT_COL			1	
HYG_OCH	1				POT_CRI				1
HYG_TEN		1			POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR		1	1		POT_LUC			1	1
JUG_SPH	1				POT_NAT			1	1
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL		1	1		POT_PEC				1
OCT_FON				1	POT_PER			1	
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS			1	
PEL_END			1		RAN_AQU			1	
PEL_EPI	1				RAN_CIR				1
PHI_CAL	1				RAN_FLU			1	1
PHI_FON	1				RAN_TRI			1	1
PHI_TOM	1				ROR_AMP				1
POH_LUD					SAX_STE	1			
POH_WAL	1	1			SCH_LAC			1	
RAC_ACI	1				SPA_EME				1
RAC_AQU		1			SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA		1	1	1
RII_RHE				1	VER_BEC		1	1	1
SCA_UND	1				VER_CAT				1
SCO_SCO			1		ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

AZ	1	2	3	4	AZ	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO	1	1		
CHA_ASP			1		SCS_RIV	1			
CHA_CON	1	1			THA_ALO	1	1		
CHA_DEL	1	1			PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU	1	1		
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL		1	1	
CHA_HIS			1		SPERMATOPHYTA				
CHA_STR			1		AGR_STO	1	1	1	
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA				
BRYOPHYTA					ALI_LAN			1	1
AMB_HUM			1		ALI_PLA			1	
AMB_VAR			1		ALO_AEQ			1	
ANE_PIN	1				BER_ERE			1	
BLI_ACU	1				BUT_UMB				1
BRA_PLU	1				CAL_COP			1	1
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM	1	1		
CAI_COR		1	1		CAL_OBT			1	1
CAI_GIG	1	1			CAL_PAL	1	1		
CAP_STE	1				CAL_PLA			1	
CHI_PAL			1		CAL_STA		1	1	
CHI_POL	1				CAR_AMA	1	1		
CIN_AQU	1				CAT_PAL	1	1	1	
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES	1	1		
CIN_RIP		1	1		ELE_ACI	1	1		
CON_CON	1	1	1		ELO_CAN				1
CRA_COF	1				GLY_DEC		1		
CRA_COL			1		GLY_FLU		1		
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1	1	1	
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU			1	
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU	1	1			MYR_SPI			1	
DRE_SEN	1	1			MYR_VER			1	
EUR_SPE			1		NAJ_MAR				1
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1		
FIS_CRA		1			NUP_LUT			1	1
FIS_RUF	1				NYM_ALB			1	1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL		1	1	
FON_SQU	1				POL_AMP		1	1	
HYG_DUR	1				POL_HYD		1	1	
HYG_EUG	1				POL_MIT			1	
HYG_FLU		1			POT_ALP	1			
HYG_LUR	1				POT_COL			1	
HYG_OCH	1				POT_CRI				1
HYG_TEN		1			POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR		1	1		POT_LUC			1	1
JUG_SPH	1				POT_NAT		1	1	
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL		1			POT_PEC			1	1
OCT_FON			1	1	POT_PER			1	
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS			1	
PEL_END			1		RAN_AQU		1	1	
PEL_EPI	1				RAN_CIR				1
PHI_CAL	1				RAN_FLU			1	
PHI_FON	1				RAN_TRI			1	
PHI_TOM	1				ROR_AMP			1	1
POH_LUD					SAX_STE	1			
POH_WAL	1				SCH_LAC			1	
RAC_ACI	1				SPA_EME			1	1
RAC_AQU	1	1			SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA		1	1	
RIL_RHE				1	VER_BEC		1	1	
SCA_UND	1				VER_CAT			1	1
SCO_SCO	1	1			ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Akh	1	2	3	4	Akh	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO		1	1	
CHA_ASP	1				SCS_RIV			1	
CHA_CON	1	1			THA_ALO		1	1	
CHA_DEL	1	1			PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU		1	1	
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL			1	
CHA_HIS	1				SPERMATOPHYTA				
CHA_STR	1				AGR_STO	1	1	1	1
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA			1	1
BRYOPHYTA					ALI_LAN				1
AMB_HUM				1	ALI_PLA				1
AMB_VAR			1	1	ALO_AEQ				1
ANE_PIN	1	1			BER_ERE		1	1	
BLI_ACU			1		BUT_UMB				1
BRA_PLU			1		CAL_COP				1
BRA_RIV	1	1	1		CAL_HAM			1	
CAI_COR			1	1	CAL_OBT				1
CAI_GIG			1		CAL_PAL			1	
CAP_STE		1	1		CAL_PLA			1	1
CHI_PAL	1	1			CAL_STA				1
CHI_POL			1		CAR_AMA		1		
CIN_AQU	1				CAT_PAL			1	
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES		1	1	
CIN_RIP			1	1	ELE_ACI			1	
CON_CON		1	1	1	ELO_CAN				1
CRA_COF	1				GLY_DEC			1	1
CRA_COL	1				GLY_FLU		1	1	
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1	1			GRO_DEN		1	1	
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1	1			LYS_NUM			1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU		1	1	
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU			1		MYR_SPI			1	
DRE_SEN		1	1		MYR_VER				1
EUR_SPE			1	1	NAJ_MAR				1
FIS_ADI					NAS_OFF		1	1	
FIS_CRA			1		NUP_LUT				1
FIS_RUF	1				NYM_ALB				1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL			1	1
FON_SQU			1		POL_AMP				1
HYG_DUR			1		POL_HYD			1	1
HYG_EUG					POL_MIT				1
HYG_FLU			1		POT_ALP		1		
HYG_LUR	1	1			POT_COL		1		
HYG_OCH			1		POT_CRI				1
HYG_TEN		1	1		POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR	1				POT_LUC				1
JUG_SPH		1	1		POT_NAT				1
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL			1		POT_PEC				1
OCT_FON				1	POT_PER			1	
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS			1	1
PEL_END	1				RAN_AQU			1	1
PEL_EPI			1		RAN_CIR				1
PHI_CAL	1	1			RAN_FLU				1
PHI_FON	1				RAN_TRI			1	1
PHI_TOM	1				ROR_AMP				1
POH_LUD					SAX_STE				
POH_WAL		1	1		SCH_LAC			1	
RAC_ACI			1		SPA_EME				1
RAC_AQU			1		SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA			1	1
RII_RHE				1	VER_BEC		1	1	1
SCA_UND			1		VER_CAT				1
SCO_SCO		1	1		ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Akt	1	2	3	4	Akt	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO		1		
CHA_ASP	1				SCS_RIV		1	1	
CHA_CON	1	1			THA_ALO		1		
CHA_DEL			1		PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU		1		
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL		1	1	
CHA_HIS	1				SPERMATOPHYTA				
CHA_STR	1				AGR_STO	1	1	1	
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA		1	1	
BRYOPHYTA					ALI_LAN			1	1
AMB_HUM			1	1	ALI_PLA			1	
AMB_VAR		1	1		ALO_AEQ			1	1
ANE_PIN	1				BER_ERE	1	1		
BLI_ACU			1		BUT_UMB				1
BRA_PLU			1		CAL_COP			1	1
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM			1	
CAI_COR			1		CAL_OBT				1
CAI_GIG		1	1		CAL_PAL			1	
CAP_STE	1	1			CAL_PLA		1	1	1
CHI_PAL	1				CAL_STA			1	1
CHI_POL			1		CAR_AMA		1		
CIN_AQU	1				CAT_PAL		1	1	
CIN_DAN		1	1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES		1		
CIN_RIP		1	1		ELE_ACI	1	1		
CON_CON	1	1	1	1	ELO_CAN				1
CRA_COF	1				GLY_DEC			1	
CRA_COL	1				GLY_FLU		1	1	
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1	1		
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU		1		
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU		1	1		MYR_SPI		1	1	
DRE_SEN		1	1		MYR_VER			1	
EUR_SPE		1	1		NAJ_MAR				1
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1	1	
FIS_CRA		1	1		NUP_LUT				1
FIS_RUF	1				NYM_ALB				1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL			1	
FON_SQU			1		POL_AMP			1	
HYG_DUR			1		POL_HYD			1	
HYG_EUG					POL_MIT			1	
HYG_FLU		1	1		POT_ALP	1	1		
HYG_LUR	1				POT_COL	1			
HYG_OCH			1		POT_CRI				1
HYG_TEN		1			POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR	1				POT_LUC			1	1
JUG_SPH		1	1		POT_NAT			1	
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL		1	1		POT_PEC				1
OCT_FON				1	POT_PER		1	1	
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS			1	
PEL_END	1				RAN_AQU			1	
PEL_EPI			1		RAN_CIR				1
PHI_CAL	1				RAN_FLU			1	1
PHI_FON	1				RAN_TRI		1	1	1
PHI_TOM	1				ROR_AMP			1	1
POH_LUD					SAX_STE				
POH_WAL	1	1			SCH_LAC			1	
RAC_ACI			1		SPA_EME				1
RAC_AQU			1		SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA		1	1	1
RIL_RHE				1	VER_BEC		1	1	1
SCA_UND			1		VER_CAT			1	1
SCO_SCO	1	1			ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Msh	1	2	3	4	Msh	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO	1	1	1	
CHA_ASP			1		SCS_RIV	1			
CHA_CON	1	1			THA_ALO		1		
CHA_DEL	1	1			PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU		1		
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL		1	1	
CHA_HIS			1		SPERMATOPHYTA				
CHA_STR			1		AGR_STO	1	1	1	1
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA				
BRYOPHYTA					ALI_LAN				1
AMB_HUM			1		ALI_PLA			1	1
AMB_VAR			1		ALO_AEQ			1	1
ANE_PIN	1				BER_ERE			1	
BLI_ACU	1				BUT_UMB				1
BRA_PLU	1				CAL_COP		1	1	
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM	1	1		
CAI_COR			1		CAL_OBT			1	
CAI_GIG		1	1		CAL_PAL		1		
CAP_STE	1	1			CAL_PLA			1	
CHI_PAL			1		CAL_STA		1	1	
CHI_POL	1				CAR_AMA	1	1		
CIN_AQU			1		CAT_PAL		1	1	
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON			1		DES_CES	1	1		
CIN_RIP			1	1	ELE_ACI	1	1		
CON_CON	1	1	1	1	ELO_CAN				1
CRA_COF			1		GLY_DEC		1	1	
CRA_COL			1		GLY_FLU		1		
CRA_COM			1		GLY_MAX				1
CRA_FIL			1		GRO_DEN		1	1	
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA			1		LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP			1		MEN_AQU		1	1	
DIH_PEL	1				MON_FON	1			
DRE_ADU		1	1		MYR_SPI			1	
DRE_SEN		1			MYR_VER			1	
EUR_SPE			1		NAJ_MAR				1
FIS_ADI					NAS_OFF		1		
FIS_CRA		1	1		NUP_LUT				1
FIS_RUF	1				NYM_ALB				1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL			1	
FON_SQU	1				POL_AMP			1	
HYG_DUR	1				POL_HYD			1	
HYG_EUG	1				POL_MIT			1	
HYG_FLU		1	1		POT_ALP	1			
HYG_LUR	1	1			POT_COL			1	
HYG_OCH	1				POT_CRI				1
HYG_TEN		1	1		POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR		1	1		POT_LUC				1
JUG_SPH	1				POT_NAT		1	1	
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL		1	1		POT_PEC				1
OCT_FON			1	1	POT_PER			1	
ORT_RIP			1		POT_PUS			1	
PEL_END			1		RAN_AQU			1	
PEL_EPI	1				RAN_CIR				1
PHI_CAL			1		RAN_FLU		1	1	
PHI_FON	1				RAN_TRI			1	1
PHI_TOM	1				ROR_AMP				1
POH_LUD					SAX_STE	1	1		
POH_WAL	1	1			SCH_LAC			1	
RAC_ACI	1				SPA_EME				1
RAC_AQU		1			SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA		1	1	1
RII_RHE			1	1	VER_BEC		1	1	1
SCA_UND	1				VER_CAT				1
SCO_SCO			1		ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Mst	1	2	3	4	Mst	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO	1	1		
CHA_ASP			1		SCS_RIV	1			
CHA_CON	1				THA_ALO	1	1		
CHA_DEL	1				PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1				EQU_FLU	1			
CHA_GYM	1				EQU_PAL		1		
CHA_HIS			1		SPERMATOPHYTA				
CHA_STR			1		AGR_STO	1	1	1	1
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA				
BRYOPHYTA					ALI_LAN			1	1
AMB_HUM		1	1		ALI_PLA		1	1	
AMB_VAR			1		ALO_AEQ		1	1	1
ANE_PIN	1				BER_ERE			1	
BLI_ACU	1				BUT_UMB			1	1
BRA_PLU	1				CAL_COP		1		
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM	1			
CAI_COR	1	1	1		CAL_OBT		1	1	
CAI_GIG			1		CAL_PAL	1			
CAP_STE	1				CAL_PLA		1	1	
CHI_PAL			1		CAL_STA		1		
CHI_POL	1				CAR_AMA	1	1		
CIN_AQU			1		CAT_PAL	1	1	1	
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON		1	1		DES_CES	1			
CIN_RIP			1		ELE_ACI	1			
CON_CON	1	1	1		ELO_CAN				1
CRA_COF			1		GLY_DEC	1	1	1	
CRA_COL			1		GLY_FLU	1	1		
CRA_COM			1		GLY_MAX			1	1
CRA_FIL			1		GRO_DEN	1	1	1	
DIC_PAL	1				HIP_VUL			1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA			1		LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP			1		MEN_AQU			1	
DIH_PEL	1				MON_FON	1			
DRE_ADU		1			MYR_SPI			1	
DRE_SEN	1	1			MYR_VER		1	1	
EUR_SPE			1		NAJ_MAR			1	1
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1		
FIS_CRA	1	1			NUP_LUT			1	1
FIS_RUF	1				NYM_ALB			1	1
FON_ANT	1	1	1		POA_PAL		1	1	
FON_SQU	1				POL_AMP		1	1	
HYG_DUR	1				POL_HYD		1	1	
HYG_EUG	1				POL_MIT		1	1	
HYG_FLU	1	1			POT_ALP	1			
HYG_LUR	1				POT_COL			1	
HYG_OCH	1				POT_CRI				1
HYG_TEN	1	1			POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR		1	1		POT_LUC			1	1
JUG_SPH	1				POT_NAT		1		
LEP_RIP				1	POT_NOD			1	1
MAC_POL	1	1	1		POT_PEC			1	1
OCT_FON		1	1		POT_PER		1	1	
ORT_RIP			1		POT_PUS		1	1	
PEL_END			1		RAN_AQU		1		
PEL_EPI	1				RAN_CIR			1	1
PHI_CAL			1		RAN_FLU	1	1	1	
PHI_FON	1				RAN_TRI	1	1	1	
PHI_TOM			1		ROR_AMP			1	1
POH_LUD					SAX_STE	1			
POH_WAL	1				SCH_LAC			1	
RAC_ACI	1				SPA_EME			1	1
RAC_AQU	1				SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA	1	1	1	
RIL_RHE		1	1		VER_BEC	1	1	1	
SCA_UND	1				VER_CAT		1	1	1
SCO_SCO			1		ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Mkt	1	2	3	4	Mkt	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO		1		
CHA_ASP	1				SCS_RIV		1	1	
CHA_CON	1	1			THA_ALO	1	1		
CHA_DEL			1		PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU	1	1		
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL		1		
CHA_HIS	1				SPERMATOPHYTA				
CHA_STR	1				AGR_STO	1	1	1	
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA		1	1	
BRYOPHYTA					ALI_LAN			1	1
AMB_HUM			1	1	ALI_PLA			1	
AMB_VAR		1	1		ALO_AEQ		1	1	
ANE_PIN	1				BER_ERE	1	1		
BLI_ACU			1		BUT_UMB			1	1
BRA_PLU			1		CAL_COP			1	
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM			1	
CAI_COR			1		CAL_OBT			1	1
CAI_GIG		1	1		CAL_PAL			1	
CAP_STE	1	1			CAL_PLA	1	1	1	1
CHI_PAL	1				CAL_STA			1	1
CHI_POL			1		CAR_AMA		1		
CIN_AQU	1				CAT_PAL		1		
CIN_DAN		1	1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES	1	1		
CIN_RIP		1	1		ELE_ACI	1	1		
CON_CON	1	1	1	1	ELO_CAN				1
CRA_COF	1				GLY_DEC			1	
CRA_COL	1				GLY_FLU		1	1	
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1	1		
DIC_PAL					HIP_VUL		1	1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU		1		
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU		1	1		MYR_SPI		1	1	
DRE_SEN		1	1		MYR_VER			1	
EUR_SPE		1	1		NAJ_MAR			1	1
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1	1	
FIS_CRA		1	1		NUP_LUT			1	1
FIS_RUF	1				NYM_ALB			1	1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL		1	1	
FON_SQU			1		POL_AMP		1	1	
HYG_DUR			1		POL_HYD			1	
HYG_EUG					POL_MIT			1	
HYG_FLU		1	1		POT_ALP	1	1		
HYG_LUR	1				POT_COL	1			
HYG_OCH			1		POT_CRI				1
HYG_TEN		1			POT_FIL	1			
HYO_INV		1	1		POT_FRI				1
JUG_ATR	1				POT_LUC		1	1	
JUG_SPH		1	1		POT_NAT		1	1	
LEP_RIP				1	POT_NOD				1
MAC_POL		1	1		POT_PEC				1
OCT_FON			1	1	POT_PER		1		
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS		1	1	
PEL_END	1				RAN_AQU			1	
PEL_EPI			1		RAN_CIR				1
PHI_CAL	1				RAN_FLU			1	1
PHI_FON	1				RAN_TRI		1	1	1
PHI_TOM	1				ROR_AMP			1	1
POH_LUD					SAX_STE				
POH_WAL	1				SCH_LAC			1	
RAC_ACI			1		SPA_EME			1	1
RAC_AQU			1		SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA		1	1	
RII_RHE			1	1	VER_BEC		1	1	1
SCA_UND			1		VER_CAT		1	1	1
SCO_SCO	1	1			ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

UTh	1	2	3	4	UTh	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO	1	1		
CHA_ASP	1				SCS_RIV		1	1	
CHA_CON	1				THA_ALO	1	1		
CHA_DEL			1		PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1				EQU_FLU	1			
CHA_GYM	1				EQU_PAL		1		
CHA_HIS	1				SPERMATOPHYTA				
CHA_STR	1				AGR_STO	1	1		
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA	1	1	1	
BRYOPHYTA					ALI_LAN		1	1	
AMB_HUM		1	1		ALI_PLA		1	1	
AMB_VAR		1			ALO_AEQ		1	1	1
ANE_PIN	1				BER_ERE	1			
BLI_ACU			1		BUT_UMB		1	1	1
BRA_PLU			1		CAL_COP		1	1	
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM			1	
CAI_COR			1		CAL_OBT			1	
CAI_GIG	1	1			CAL_PAL			1	
CAP_STE	1				CAL_PLA	1	1	1	1
CHI_PAL	1				CAL_STA			1	
CHI_POL			1		CAR_AMA			1	
CIN_AQU	1				CAT_PAL	1	1		
CIN_DAN		1			CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES	1	1		
CIN_RIP		1	1		ELE_ACI	1			
CON_CON	1	1	1		ELO_CAN				1
CRA_COF			1		GLY_DEC			1	
CRA_COL			1		GLY_FLU		1		
CRA_COM			1		GLY_MAX			1	1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1			
DIC_PAL					HIP_VUL		1	1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU	1	1		
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU	1	1			MYR_SPI	1	1		
DRE_SEN	1	1			MYR_VER		1	1	
EUR_SPE		1			NAJ_MAR		1	1	
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1		
FIS_CRA		1			NUP_LUT		1	1	1
FIS_RUF	1				NYM_ALB		1	1	1
FON_ANT	1	1	1	1	POA_PAL		1	1	
FON_SQU			1		POL_AMP	1	1	1	
HYG_DUR			1		POL_HYD			1	
HYG_EUG					POL_MIT		1	1	
HYG_FLU	1	1			POT_ALP		1		
HYG_LUR	1				POT_COL	1			
HYG_OCH			1		POT_CRI			1	
HYG_TEN	1	1			POT_FIL	1	1		
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR	1				POT_LUC		1		
JUG_SPH		1	1		POT_NAT		1		
LEP_RIP			1	1	POT_NOD			1	1
MAC_POL		1			POT_PEC			1	1
OCT_FON		1	1		POT_PER	1	1		
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS		1	1	
PEL_END	1				RAN_AQU			1	
PEL_EPI			1		RAN_CIR			1	1
PHI_CAL			1		RAN_FLU			1	1
PHI_FON			1		RAN_TRI		1	1	
PHI_TOM			1		ROR_AMP		1	1	
POH_LUD					SAX_STE				
POH_WAL	1				SCH_LAC		1	1	
RAC_ACI			1		SPA_EME			1	
RAC_AQU			1		SPI_POL			1	1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA	1	1	1	
RIL_RHE		1	1		VER_BEC	1	1	1	
SCA_UND			1		VER_CAT		1	1	
SCO_SCO	1	1			ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

UTt	1	2	3	4	UTt	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO	1			
CHA_ASP	1				SCS_RIV		1	1	
CHA_CON	1				THA_ALO	1	1		
CHA_DEL			1		PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1				EQU_FLU	1			
CHA_GYM	1				EQU_PAL		1		
CHA_HIS	1				SPERMATOPHYTA				
CHA_STR	1				AGR_STO	1	1		
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA	1	1		
BRYOPHYTA					ALI_LAN	1	1	1	1
AMB_HUM		1			ALI_PLA	1	1	1	1
AMB_VAR	1	1			ALO_AEQ		1	1	
ANE_PIN	1				BER_ERE	1			
BLI_ACU			1		BUT_UMB		1	1	1
BRA_PLU			1		CAL_COP	1	1		
BRA_RIV	1				CAL_HAM			1	
CAI_COR			1		CAL_OBT		1	1	
CAI_GIG	1				CAL_PAL		1	1	
CAP_STE	1				CAL_PLA	1	1	1	
CHI_PAL	1				CAL_STA			1	
CHI_POL			1		CAR_AMA			1	
CIN_AQU	1				CAT_PAL	1	1		
CIN_DAN	1	1			CER_DEM			1	1
CIN_FON	1	1			DES_CES		1		
CIN_RIP		1			ELE_ACI	1			
CON_CON	1	1			ELO_CAN			1	1
CRA_COF			1		GLY_DEC			1	
CRA_COL			1		GLY_FLU	1	1		
CRA_COM			1		GLY_MAX		1	1	1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1			
DIC_PAL					HIP_VUL	1	1	1	
DID_SIN					LEM_MIN			1	1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU	1	1		
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU	1				MYR_SPI	1	1		
DRE_SEN	1				MYR_VER		1		
EUR_SPE	1	1			NAJ_MAR	1	1	1	
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1		
FIS_CRA		1			NUP_LUT		1	1	1
FIS_RUF	1				NYM_ALB		1	1	1
FON_ANT	1	1	1		POA_PAL		1	1	
FON_SQU			1		POL_AMP	1	1		
HYG_DUR			1		POL_HYD			1	
HYG_EUG					POL_MIT		1		
HYG_FLU	1				POT_ALP		1		
HYG_LUR	1				POT_COL	1			
HYG_OCH			1		POT_CRI			1	
HYG_TEN			1		POT_FIL	1	1		
HYO_INV					POT_FRI			1	1
JUG_ATR	1				POT_LUC	1	1		
JUG_SPH		1	1		POT_NAT	1			
LEP_RIP			1		POT_NOD		1	1	1
MAC_POL	1	1			POT_PEC			1	
OCT_FON		1	1		POT_PER	1	1		
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS	1	1		
PEL_END	1				RAN_AQU			1	
PEL_EPI			1		RAN_CIR		1	1	
PHI_CAL			1		RAN_FLU		1	1	
PHI_FON			1		RAN_TRI	1	1		
PHI_TOM			1		ROR_AMP		1		
POH_LUD					SAX_STE				
POH_WAL	1				SCH_LAC		1	1	
RAC_ACI			1		SPA_EME		1	1	
RAC_AQU			1		SPI_POL		1	1	
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA	1	1		
RII_RHE		1			VER_BEC	1	1		
SCA_UND			1		VER_CAT	1	1		
SCO_SCO	1				ZAN_PAL			1	1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

DW	1	2	3	4	DW	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_APO	1	1		
CHA_ASP	1				SCS_RIV		1	1	
CHA_CON	1	1			THA_ALO	1	1		
CHA_DEL			1		PTERIDOPHYTA				
CHA_GLO	1	1			EQU_FLU	1	1		
CHA_GYM	1	1			EQU_PAL		1		
CHA_HIS	1				SPERMATOPHYTA				
CHA_STR	1				AGR_STO	1	1		
CHA_VUL	1	1			ALI_GRA	1	1	1	
BRYOPHYTA					ALI_LAN		1	1	
AMB_HUM		1	1		ALI_PLA		1	1	
AMB_VAR		1			ALO_AEQ		1	1	1
ANE_PIN	1				BER_ERE	1			
BLI_ACU			1		BUT_UMB			1	1
BRA_PLU			1		CAL_COP			1	
BRA_RIV	1	1			CAL_HAM			1	
CAI_COR			1		CAL_OBT			1	
CAI_GIG	1	1			CAL_PAL			1	
CAP_STE	1				CAL_PLA	1	1	1	1
CHI_PAL	1				CAL_STA			1	1
CHI_POL	1				CAR_AMA		1		
CIN_AQU	1				CAT_PAL	1	1		
CIN_DAN			1		CER_DEM				1
CIN_FON	1	1			DES_CES	1	1	1	
CIN_RIP		1	1		ELE_ACI	1			
CON_CON	1	1	1		ELO_CAN				1
CRA_COF		1			GLY_DEC			1	
CRA_COL		1			GLY_FLU		1		
CRA_COM		1			GLY_MAX			1	1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1	1		
DIC_PAL					HIP_VUL		1	1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU		1		
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU	1	1			MYR_SPI		1	1	
DRE_SEN	1	1			MYR_VER			1	
EUR_SPE		1			NAJ_MAR			1	
FIS_ADI					NAS_OFF	1	1		
FIS_CRA		1			NUP_LUT			1	1
FIS_RUF	1				NYM_ALB			1	1
FON_ANT	1	1	1		POA_PAL		1	1	
FON_SQU			1		POL_AMP		1	1	
HYG_DUR			1		POL_HYD			1	
HYG_EUG					POL_MIT			1	
HYG_FLU	1	1			POT_ALP	1	1		
HYG_LUR	1				POT_COL	1			
HYG_OCH			1		POT_CRI			1	
HYG_TEN	1	1			POT_FIL	1			
HYO_INV					POT_FRI				1
JUG_ATR	1				POT_LUC		1	1	
JUG_SPH		1	1		POT_NAT		1		
LEP_RIP			1		POT_NOD			1	1
MAC_POL		1			POT_PEC			1	1
OCT_FON					POT_PER		1		
ORT_RIP	1	1	1	1	POT_PUS		1	1	
PEL_END	1				RAN_AQU			1	
PEL_EPI			1		RAN_CIR			1	1
PHI_CAL			1		RAN_FLU		1	1	1
PHI_FON			1		RAN_TRI	1	1	1	
PHI_TOM			1		ROR_AMP			1	1
POH_LUD					SAX_STE				
POH_WAL	1				SCH_LAC			1	
RAC_ACI			1		SPA_EME			1	1
RAC_AQU			1		SPI_POL				1
RHY_RIP	1	1	1	1	VER_ANA		1	1	
RIL_RHE		1	1		VER_BEC		1	1	
SCA_UND			1		VER_CAT		1	1	
SCO_SCO	1	1			ZAN_PAL				1

FLIESSGEWÄSSER - MAKROPHYTEN

Donau	1	2	3	4	Donau	1	2	3	4
CHAROPHYTA					SCS_RIV	1			
CHA_ASP	1				THA_ALO	1	1		
CHA_CON	1				PTERIDOPHYTA				
CHA_DEL	1				EQU_FLU	1	1		
CHA_GLO	1				EQU_PAL		1		
CHA_GYM					SPERMATOPHYTA				
CHA_HIS					AGR_STO		1		
CHA_STR					ALI_GRA				
CHA_VUL	1				ALI_LAN		1	1	
BRYOPHYTA					ALI_PLA		1	1	
AMB_HUM			1	1	ALO_AEQ		1	1	
AMB_VAR		1	1		BER_ERE	1	1		
ANE_PIN	1				BUT_UMB			1	1
BLI_ACU					CAL_COP	1	1	1	
BRA_PLU	1	1			CAL_HAM	1	1		
BRA_RIV	1	1			CAL_OBT			1	1
CAI_COR					CAL_PAL			1	
CAI_GIG					CAL_PLA	1	1	1	1
CAP_STE					CAL_STA		1	1	1
CHI_PAL	1				CAR_AMA		1		
CHI_POL	1				CAT_PAL		1		
CIN_AQU	1				CER_DEM				1
CIN_DAN		1			DES_CES	1			
CIN_FON	1	1			ELE_ACI	1	1		
CIN_RIP		1	1		ELO_CAN				1
CON_CON	1	1	1		ELO_NUT			1	1
CRA_COF	1				GLY_DEC		1	1	
CRA_COL	1				GLY_FLU		1	1	
CRA_COM	1				GLY_MAX				1
CRA_FIL	1				GRO_DEN	1			
DIC_PAL					HIP_VUL		1	1	
DID_SIN					LEM_MIN				1
DID_SPA	1				LYS_NUM	1	1	1	1
DID_TOP	1				MEN_AQU		1		
DIH_PEL	1				MON_FON				
DRE_ADU		1	1		MYR_SPI		1	1	
DRE_SEN		1	1		MYR_VER			1	
EUR_SPE		1	1		NAJ_MAR			1	1
FIS_CRA		1	1		NAS_OFF	1	1	1	
FIS_RUF	1				NUP_LUT			1	1
FON_ANT	1	1	1	1	NYM_ALB			1	1
FON_SQU					POA_PAL	1	1		
HYG_DUR					POL_AMP		1	1	
HYG_EUG					POL_HYD		1	1	
HYG_FLU		1	1		POL_MIT		1	1	
HYG_LUR	1				POT_ALP	1			
HYG_OCH					POT_COL	1			
HYG_TEN		1			POT_CRI				1
HYO_INV					POT_FIL				
JUG_ATR	1				POT_FRI				1
JUG_SPH					POT_LUC			1	
LEP_RIP				1	POT_NAT		1	1	
MAC_POL		1	1		POT_NOD			1	1
OCT_FON			1	1	POT_PEC				1
ORT_RIP					POT_PER		1		
PEL_END	1				POT_PUS		1	1	
PEL_EPI	1	1			RAN_AQU			1	
PHI_CAL	1				RAN_CIR				1
PHI_FON	1				RAN_FLU			1	1
PHI_TOM	1				RAN_TRI		1	1	1
POH_LUD					ROR_AMP			1	1
POH_WAL	1				SAX_STE				
RAC_ACI					SCH_LAC			1	
RAC_AQU					SPA_EME				1
RHY_RIP	1	1	1		SPI_POL				1
RII_RHE			1		VER_ANA		1	1	
SCA_UND					VER_BEC		1	1	1
SCO_SCO					VER_CAT		1	1	1
SCS_APO	1	1			ZAN_PAL				1

17.6 Beispiel für eine Taxaliste mit den erforderlichen Zusatzinformationen

eindeutige Stellenbezeichnung	Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4	Stelle 5
Flussname					
Rechtswert					
Hochwert					
Meridian	M31	M31	M31	M28	M28
Fließgewässertyp (Makrophytentypologie)	AKt	AKt	AKt	AKt	AKt
Höhelage [m]	725	651	623	784	698
Datum					
AMPHI- & HYDROPHYTEN					
Charophyta					
Cha_asp	1			2	
Cha_con					
Cha_del		2			
Cha_gym					
Cha_his					
...					
Bryophyta					
Amb_hum	2				
Amb_var			2	1	
Bli_acu					
Bra_plu					
Bra_riv	3	2		4	1
...					
Anthophyta					
Agr_sto	2			2	
Ali_gra					
Ali_lan					1
Ali_pla			1		
Alo_aeq		3		2	
Ber_ere					
But_umb					
Cal_cop					
Cal_ham					
Cal_obt					
Cal_pal					
Car_ama	1		2		
...					
HELOPHYTEN					
Anthophyta					
Aco_cal	1				
Cat_pal		2		1	
Car_pan					
Car_rem					
Car_ela					3
...					
Zusätzliche Arten (bislang nicht in den Listen enthalten)					
...					

17.7 Beispiel einer Makrophyten-Bewertung

Im nachfolgenden Beispiel soll anhand einer konkreten Artengemeinschaft einer Untersuchungsstrecke die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse als auch der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel für das Qualitätselement Makrophyten vorgezeigt werden.

An der Untersuchungsstrecke konnten insgesamt 5 Arten festgestellt werden. Die PMI-Werte der einzelnen Arten liegen entsprechend ihrem Vorkommen zwischen 1 und 3. Aufgrund der Artenanzahl als auch aufgrund der Gesamtpflanzenmenge werden sogar beide Kriterien für die Bewertbarkeit der Untersuchungsstrecke erfüllt. Nach Auswahl der entsprechenden Listen abhängig vom Fließgewässertyp nach Makrophytentypologie, erfolgt die Übertragung der Arten mit entsprechenden PMI-Werten in die Listen.

1. vorbereitende Einträge für die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse

Art	Pflanzen- menge	Klasse				Anzahl Klassen
		1	2	3	4	
Bra plu	2	x				1
Bra riv	2	x	x	x		3
Dic pel	2	x				1
Hyg lur	3	x	x			2
Rac aci	1	x	x			2

In Abhängigkeit von den Einstufungen der in der Untersuchungsstrecke vorgefundenen Arten wird sodann die Ökologische Zustandsklasse berechnet.

2. Berechnung der ökologischen Zustandsklasse

Art	Pflanzen- menge	Klasse				Anzahl Klassen
		1	2	3	4	
Bra plu	2	2,00				1
Bra riv	2	0,22	0,22	0,22		3
Dic pel	2	2,00				1
Hyg lur	3	0,75	0,75			2
Rac aci	1	0,25	0,25			2
Summe PMIxG		5,22	1,22	0,22	0	6,67
Summe PMIxGxKL		5,22	2,44	0,67	0	8,33
Indexwert						$8,33 / 6,67 = 1,25$
Ökologische Zustandsklasse						1

Anhand des Makrophyteninventars kann für die als Beispiel herangezogene Untersuchungsstrecke ein „sehr guter“ ökologischer Zustand berechnet werden.

In einem weiteren Schritt kann die Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel berechnet werden.

Da an der zu bewertenden Untersuchungsstrecke aufgrund der Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse keine Überschreitung des Qualitätsziels vorliegt, ist für die Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel der Wert SHB₁₊₂ heranzuziehen. An der Untersuchungsstrecke liegt somit aus Sicht des Qualitätselements Makrophyten mit 98 %er Sicherheit keine Überschreitung des Qualitätsziels vor.

3. Berechnung der Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel

Art	Pflanzen- menge	Klasse				Anzahl Klassen
		1	2	3	4	
Bra plu	2	2,00				1
Bra riv	2	0,22	0,22	0,22		3
Dic pel	2	2,00				1
Hyg lur	3	0,75	0,75			2
Rac aci	1	0,25	0,25			2
Summe PMIxG		5,22	1,22	0,22	0	
Anteil SHB		11,67		0,22		11,89
Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel [%]		Im Fall QZ erreicht: $SÜQ_{1+2} = 11,67 \times 100 / 11,89 \approx 98 \%$ Im Fall QZ überschritten: $SÜQ_{3+4} = 0,22 \times 100 / 11,89 \approx 2 \%$				

Es liegt mit 98 %iger Sicherheit keine Überschreitung des Qualitätsziels an der Untersuchungsstrecke vor.

17.8 Vorschlag zur Darstellung der Ergebnisse

Artenspektrum		Beispiel: LITZ		(Typ Ash)	
Kürzel	Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutscher Name	RL	LF	PM
Bra plu	<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.) Schimp.	Fedriges Kurzbüchsenmoos		M _A	2
Bra riv	<i>Brachythecium rivulare</i> B.S.G.	Bach-Kurzbüchsenmoos		M _{Hyd}	2
Dic pel	<i>Dichodontium pellucidum</i> (Hedw.) Schimp. s.l.	Durchsichtiges Paarzahnmoos		M _A	2
Hyg lur	<i>Hygrohypnum luridum</i> (Hedw.) Jenn.	Bräunliches Wasserschlafmoos		M _{Hyd}	3
Rac aci	<i>Racomitrium aciculare</i> (Hedw.) Brid.	Nadelschnäbelige Zackenmütze		M _A	1
Gesamt: 5 (Moose: 5, Höhere: 0). Hydrophyten: 2, Amphiphyten: 3, Helophyten: 0), Rote-Liste-Arten: 0					

Vegetationsdichte 	Vegetationszusammensetzung 	Dominanzverhältnisse
------------------------------	---------------------------------------	---------------------------------

Beurteilung Makrophytenvegetation



An dieser Stelle wurden insgesamt 5 Makrophytenarten vorgefunden. Alle nachgewiesenen Arten gehören zu den Moosen. Innerhalb der Moosvegetation lassen sich 3 „Hydrophyten“ von 2 „Amphiphyten“ unterscheiden. Vertreter der Roten-Liste konnten keine festgestellt werden.

Im Wasser finden sich mit einem CMI von 3,3 „mäßig dichte Pflanzenbestände“. Bei der amphibischen Vegetation ist die Vegetationsdichte etwas geringer (CMI: 2,6).

Die Makrophytenvegetation setzt sich an dieser Stelle aus 67 % „hydrophytischen“ und 33 % „amphiphytischen“ Moosen zusammen.

Hygrohypnum luridum stellt mit 52% Anteil an der Gesamtpflanzenmenge die dominierende Art dar. Dahinter folgen die Arten *Brachythecium rivulare*, *Brachythecium plumosum* und *Dichodontium pellucidum* mit jeweils 15%.

Bewertung nach WRRL

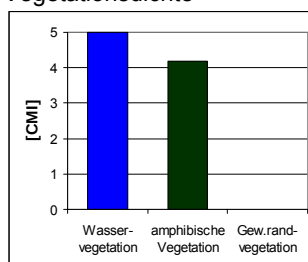
Von den 5 vorgefundenen Arten haben 2 Arten Referenzcharakter. Weitere 2 Arten sind in die Ökologischen Zustandsklassen 1 und 2 eingestuft. Insgesamt weisen die Arten einen dem Grundzustand hinsichtlich Trophie, Strömung und Substrat sowie der Geologie entsprechenden Verbreitungsschwerpunkt auf.

Die Bewertung nach WRRL ergibt somit für das Qualitätselement Makrophyten einen „sehr guten“ ökologischen Zustand. Die Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel liegt bei 98% bzw. ist mit 98%iger Sicherheit an dieser Stelle gemäß des Qualitätselements Makrophyten keine Überschreitung des Qualitätsziels gegeben.

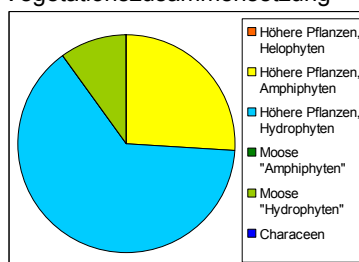
WRRL: Ökologische Zustandsklasse 1 = „sehr gut“

Artenspektrum		Beispiel: LUSTENAUER KANAL		(Typ Mkt)	
Kürzel	Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutscher Name	RL	LF	PM
Fon ant	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Gemeines Brunnenmoos		M _{Hyd}	3
Rhy rip	<i>Rhynchosstegium riparioides</i> (Hedw.) Card.	Ufer-Schnabeldeckelmoos		M _{Hyd}	1
But umb	<i>Butomus umbellatus</i> L.	Schwanenblume	3	A	2
Elo can	<i>Elodea canadensis</i> Richard in Michaux fil.	Kanadische Wasserpest		Hyd	5
Pot nat	<i>Potamogeton natans</i> L.	Schwimmendes Laichkraut		Hyd	3
Ran tri	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix in Villars	Haarblatt-Wasserhahnenfuß		Hyd	3
Spa eme	<i>Sparganium emersum</i> Rehmann	Astloser Igelkolben	3	A	4
Ver bec	<i>Veronica beccabunga</i> L.	Bachbunge		A	1
Gesamt: 8 (Moose: 2, Höhere 6). Hydrophyten: 5, Amphiphyten: 3, Helophyten: 0), Rote-Liste-Arten: 2					

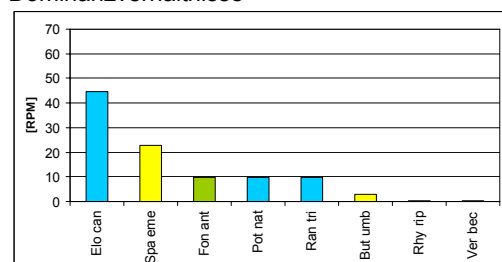
Vegetationsdichte



Vegetationszusammensetzung



Dominanzverhältnisse



Beurteilung Makrophytenvegetation



Die Untersuchungsstelle ist charakterisiert durch einen geradlinigen Verlauf mit einheitlichen, bis zur Wasseranschlagslinie gemähten Uferbereichen.

Insgesamt wurden 8 Makrophytenarten nachgewiesen. 2 davon gehören zu den Moosen, die restlichen Arten sind Vertreter der Höheren Pflanzen.

Die Vegetationsdichte im Wasser ist sehr hoch (CMI: 5 = „sehr dichte Pflanzenbestände“), bei der amphibischen Vegetation finden sich „dichte Pflanzenbestände“ (CMI: 4,2). An der Untersuchungsstrecke konnten keine Gewässerrandvegetation festgestellt werden.

Die dominierende Pflanzengruppe sind die Hydrophyten der Höheren Pflanzen. Sie haben einen Anteil von 64% an der Gesamtpflanzenmenge. 26% tragen die Amphiphyten der Höheren Pflanzen bei, auf die Moose entfällt ein Anteil von 10%, wobei hier ausschließlich „Hydrophyten“ vertreten sind.

Die dominierende Pflanzenart ist *Elodea canadensis* (RPM: 45%), gefolgt von *Sparganium emersum* (RPM 23%) und *Fontinalis antipyretica* (RPM 10%).

Bewertung nach WRRL

Referenzarten konnten keine gefunden werden. Neben Arten deren Verbreitungsschwerpunkt auf eher stehende und langsam fließende Gewässer beschränkt ist, dominieren Arten mit erhöhten Nährstoffansprüchen. Defizite an dieser Probestelle bestehen somit hinsichtlich der Trophie, der Strömungsverhältnisse und der Struktur.

Die Bewertung nach WRRL ergibt für das Qualitätselement Makrophyten einen „mäßigen“ ökologischen Zustand. Die Sicherheit Überschreitung Qualitätsziel liegt bei 79%.

WRRL: Ökologische Zustandsklasse 4 = „unbefriedigend“



lebensministerium.at

ISBN: 978-3-85174-062-2

CURRICULUM VITAE

Name: DI Veronika Mayerhofer, geb. Moser

Geburtsdatum: 17. 05. 1976

Geburtsort: Lilienfeld

Ausbildung: Volksschule Wilhelmsburg Süd (1982 – 1986)
Bundesrealgymnasium Lilienfeld (1986 – 1994)
Studium der Landschaftsplanung und -pflege an der Universität für Bodenkultur (1994 - 2002)
Thema der Diplomarbeit: “Untersuchung der Makrophytenstrukturen und ihrer Habitatnutzung durch Fischbiozönosen an der Alten Donau mittels “Air-Lift“- und Netzbefischungen unter besonderer Berücksichtigung der Wiederbesiedelung einer fischfreien Versuchszone.“
Tauchausbildung (1999)
Ausbildung zur Abfallbeauftragten an der Wirtschaftsuniversität Wien (2001)
Elektrofischereikurs am Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde Mondsee (2001)

Berufstätigkeit: Systema Bio- und Management Consulting GmbH, Wien
geringfügige Beschäftigung (2000 – 2002)
Systema Bio- und Management Consulting GmbH, Wien
Vollzeitbeschäftigung seit 2002

Tätigkeitsbereich: Erhebung und Vermessung der Wasser- und Feuchtraumvegetation (Fließgewässer und Seen), Tauchkartierung, Biomasseerhebung, ökologische Beweissicherung, Echo-sondierung, GIS-Bearbeitung, Gewässerökologische Planung, Biomanipulation, Landschaftsplanung und Freiraumgestaltung an Gewässern, Makrophytenmanagement