

Untersuchungen zur Biologie ausgewählter Moosarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie im Nationalpark Kalkalpen



H. G. Zechmeister und M. Kropik

November 2020



MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete



Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung.....	3
2	Allgemeines	5
3	Untersuchungen der Stickstoffdepositionen im Nationalpark Kalkalpen.....	7
3.1	Einleitung	7
3.2	Methodik	8
3.3	Ergebnisse.....	9
3.4	Diskussion	12
4	Monitoring der Zielarten <i>Buxbaumia viridis</i> und <i>Scapania carinthiaca</i>	13
4.1	Methodik	13
4.1.1	Populationsmonitoring.....	13
4.1.2	Mikroklimatische Messungen mittels data-loggern	14
4.1.3	Monitoring mittels Wildkameras	15
4.2	Populationsmonitoring von <i>Buxbaumia viridis</i> (Moug. ex Lam. & DC.) Brid. ex Moug. & Nestl.....	15
4.2.1	Monitoringflächen.....	15
4.2.2	Ergebnisse des Populations-Monitorings von <i>Buxbaumia viridis</i>	22
4.2.3	Ergebnisse der mikroklimatischen Messungen mittels data-logger	25
4.2.4	Ergebnisse der Aufnahmen mit den Wildkameras	29
4.2.5	Diskussion zum Monitoring von <i>Buxbaumia viridis</i>	31
4.3	<i>Scapania carinthiaca</i> J.B. Jack ex Lindb.	32
4.3.1	Monitoringflächen.....	32
4.3.2	Zusammenfassung der Monitoringergebnisse.....	35
5	Seltene Totholzmoose.....	36
5.1	<i>Hypnum fertile</i> Sendtn.....	36
5.2	<i>Dicranum viride</i> (Sull. & Lesq.) Lindb.	38
6	Erstnachweis der FFH-Art <i>Mannia triandra</i> für den Nationalpark Kalkalpen.....	39
7	Konsequenzen aus der vorliegenden Untersuchung für den Nationalpark Kalkalpen	41
8	Literatur	43
9	Anhang.....	45

1 ZUSAMMENFASSUNG

Mittels der international akkreditierten Methode des Moos-Monitoring wurden die atmosphärischen Stickstoff-Depositionen an 13 Standorten im Nationalpark erfasst. Der Mittelwert aller Proben lag knapp über dem Mittelwert für Gesamt-Österreich. Die Schwankungsbreite der N-Depositionen war allerdings sehr groß. Höher gelegene Standorte (Feichtau, Zwielauf, Trämpl) zeigten Einträge, die deutlich über dem österreichischen Mittelwert lagen. Auch innerhalb der einzelnen Flächen gab es große Unterschiede zwischen Freifläche, Waldbestand und Stammablauf, wobei die Depositionen im Bestand immer deutlich höher waren als jene auf der Freifläche. Vor allem in höheren Lagen muss deshalb von einer negativen Beeinträchtigung sensibler Arten (z.B. Epiphyten) durch Stickstoff ausgegangen werden. Die Isotopenwerte deuten eher auf Einträge aus dem Straßenverkehr als auf jene aus der Landwirtschaft hin.

In den Jahren 2019 und 2020 wurden sieben Populationen von *Buxbaumia viridis*, einer Art des Anhanges II der FFH-Richtlinie, einem Monitoring unterzogen. Dabei wurden erstmals einzelne Individuen (Sporophyten) einen ganzen Lebenszyklus lang verfolgt. Die meisten Sporophyten trieben im Oktober aus. 80% davon überlebten den Winter. 5% überlebten bis Oktober des Folgejahres. Vier von sieben der beobachteten Populationen verschwanden trotz teilweise beträchtlicher Populationsgrößen im Beobachtungszeitraum völlig. Dafür zeigten sich an benachbarten Stämmen neue Populationen. Dies zeigt die große Dynamik im Auftreten von Sporophyten der Art und unterstreicht die Bedeutung eines ausreichenden Angebots von adäquatem Totholz, das ein Überleben am Standort ermöglicht, indem die Art auf neue Stämme ausweichen kann. Dies eröffnet aber auch die Frage nach potentiellen Vektoren der Verbreitungseinheiten.

Da in Waldökosystemen die Sporenverbreitung durch den Wind stark eingeschränkt ist, wurde versucht, mittels zweier Wildkameras, potentielle Vektoren der Sporen von *Buxbaumia viridis* ausfindig zu machen. Mehr als die Hälfte der Aufnahmen zeigte Mäuse als wichtigsten tierischen Kontakt, gefolgt von Kleinvögeln. Beide Tiergruppen müssen als potentielle Vektoren gesehen werden, Mäuse auch als Predatoren der großen, proteinreichen Kapseln. Dies steht in starkem Widerspruch zur Literatur, die primär Schnecken als Vektoren und Predatoren anführt. Dies konnte in der gegenständlichen Untersuchung nicht bestätigt werden, in der erstmals Kameras eingesetzt wurden. Dies Ergebnisse stellen damit ein wichtiges wissenschaftliches Novum dar und wurden auch in einem wissenschaftlichen Journal publiziert.

Mit data-loggern wurde versucht, das Mikroklima (Temperatur, Luftfeuchtigkeit) an einzelnen Stämmen zu erheben, um substratspezifische Wachstums-Bedingungen für *Buxbaumia viridis* zu ermitteln. Auch dazu gab es bislang keine Grundlagen. Aufgrund technischer Probleme lieferten nur zwei der sechs im Nationalpark ausgebrachten data-logger durchgehend Messergebnisse. Die im Nationalpark ausgebrachten Logger zeigten kontinuierlich hohe Werte für die Luftfeuchtigkeit (meist über 85%), was eine der Ursachen für die gute Entwicklung von *Buxbaumia viridis* im Nationalpark darstellt. An Vergleichs-

Standorten mit kontinentalem Klima, zeigten die Logger Werte, welche unter den Luftfeuchtwerten des Nationalparks lagen, obwohl auch dort mächtiges, altes Totholz mit vergleichsweise sehr guter Wasserspeicherkapazität vorkam.

Das Monitoring der FFH-Art *Scapania carinthiaca* zeigte, dass die Art innerhalb des Nationalparks häufig ihren Standort wechselt. Alle aus den Jahren 2016/2017 bekannten Baumstämme mit Populationen von *S. carinthiaca* waren verschwunden. Ursache dafür war einerseits die Verlagerung des fast immer an Bachrändern, im Überschwemmungsbereich liegenden Totholzes, aber auch das allmähliche Überwachsen der winzigen Pionierart durch stärker wüchsige Moose. Es konnten jedoch im Vergleich zu 2016/2017 drei zusätzliche neue Standorte mit *S. carinthiaca* gefunden werden. Dauerhaft vorhandenes, adäquates Totholz an Bachrändern ist die Voraussetzung für das Überleben der Art im Nationalpark. Da die Art europaweit extrem selten ist, unterstreicht das aktuell mehrfache Vorkommen die hohe Verantwortung des Nationalparks für das Überleben der Art.

Auch das Totholzmoos *Hypnum fertile* zählt europaweit zu den sehr seltenen und gefährdeten Arten. *H. fertile* ist wie *Scapania carinthiaca* ein Pionier und besiedelt frisches, bachnahes Totholz. Die Art konnte ebenfalls an einigen Stellen im Nationalpark nachgewiesen werden. Auch für diese Art hat der Nationalpark eine hohe Verantwortung.

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchung konnte die FFH-Art *Mannia triandra* durch Zufall nachgewiesen werden. Dies bedeutet einen Erstfund der Art für den Nationalpark. Da weitere Vorkommen vermutet werden können, sollte eine gezielte Nachsuche bzw. ein Monitoring dieser FFH-Art in naher Zukunft erfolgen.

2 ALLGEMEINES

Der Nationalpark Kalkalpen ist für eine Reihe von Moosarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie (*Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Scapania carinthiaca*) ein überaus wichtiges Verbreitungsgebiet in Oberösterreich. Dementsprechend groß ist auch die Verantwortung des Nationalparks zur Erhaltung dieser Arten. Um den günstigen Erhaltungszustand dieser FFH-Moosarten im Nationalpark gewährleisten zu können, sollten aber noch eine Reihe von Wissenslücken gefüllt werden.

So war zu Beginn dieser Studie weitgehend unbekannt, welche Auswirkungen die atmosphärischen Stickstoffdepositionen auf die FFH-Moose des Nationalpark Kalkalpen haben. Die Stickstoffdepositionen betreffen neben den FFH-Arten auch die meisten anderen Moosarten sowie viele Arten anderer Organismengruppen. Atmosphärische Stickstoffdepositionen haben in den letzten 50 Jahren beträchtliche Ausmaße angenommen. Sie akkumulieren in allen Ökosystemen und sind maßgeblich für Veränderungen in der Biodiversität verantwortlich (Krupa 2003, Pitcairn et al. 2006, Zechmeister et al. 2007). Auch Moose unterliegen diesen Veränderungen und sind in unterschiedlichem Ausmaß dafür sensibel. Die negativen Effekte könnten auch für die FFH-Art *Buxbaumia viridis* als auch für andere, feuchtigkeitsliebende aber konkurrenzschwache Totholzmoose gelten. Wie Untersuchungen auf der IM-Monitoringfläche am Zöbelboden gezeigt haben, sind die Stickstoffdepositionen im Nationalpark beträchtlich (Zechmeister et al. 2008, 2017). Die Ergebnisse können aber nicht für das gesamte Areal des Nationalparks generalisiert werden. Weitere Untersuchungen, vor allem ein verdichteter Beobachtungsraster, waren deshalb dringend notwendig und sollten diese Wissenslücke füllen.

Weitere Wissenslücken betreffen das Grüne Koboldmoos (*Buxbaumia viridis*), vor allem seine Ausbreitungs- und Autökologie. Die Bestandes-Situation dieser Art wird sich im Nationalpark mit zu erwartender „Verwilderung“ voraussichtlich deutlich ändern. Fichten werden spärlicher werden und die für eine Besiedelung potentiell geeigneten Standorte werden stärker isoliert liegen. Wie das Grüne Koboldmoos diese inselartig verteilten Flächen erreichen kann und welches Totholz dann tatsächlich für eine Besiedelung geeignet ist, war bislang völlig ungeklärt. Monitoring und eine bessere Kenntnis der Biologie des Grünen Koboldmooses im Nationalpark Kalkalpen ist zur Sicherung des günstigen Erhaltungszustandes dringend notwendig. Die vorliegende Studie sollte einen Teil dieser Wissenslücken füllen.

Da der Nationalpark auch ein Zentrum der Verbreitung von *Scapania carinthiaca* in Oberösterreich darstellt, wurde auch diese Art erstmals in Österreich einem Monitoring unterworfen.

Der Nationalpark Kalkalpen ist aufgrund seines hohen Anteils an Totholz eines der wichtigsten Refugien für Arten, welche auf Totholz angewiesen sind. Zusätzlich begünstigen die hohen Niederschläge am Nordrand der Alpen das Wachstum austrocknungsempfindlicher Arten. Viele dieser Moosarten sind stark gefährdet (Schröck et

al. 2014). Ein Beispiel dafür wäre *Hypnum fertile*, eine europaweit stark gefährdete Art (Sabovljevic 2019), die vermutlich im Nationalpark einen österreichischen Verbreitungsschwerpunkt hat. Ein weiterer Schwerpunkt der hier präsentierten Untersuchungen lag in der Nachsuche dieser sehr seltenen Art.

Die vorliegende Studie gliedert sich daher in drei Teile: Stickstoffdeposition (Kapitel 3), Buxbaumia- und Scapania-Monitoring (Kapitel 4), Nachsuche seltener Arten (Kapitel 5 und 6) sowie einem zusammenfassenden Abschnitt (Kapitel 7), in dem die aus diesen Ergebnissen resultierenden Konsequenzen abgeleitet werden.

3 UNTERSUCHUNGEN DER STICKSTOFFDEPOSITIONEN IM NATIONALPARK KALKALPEN

3.1 EINLEITUNG

In den letzten Jahren konnte weltweit eine starke Zunahme der N-Depositionen festgestellt werden. Diese werden als eine der Hauptursachen für die Gefährdung der Biodiversität angesprochen. Dabei spielen einerseits die versauernde Wirkung von N-Depositionen und andererseits der Eutrophierungseffekt eine Rolle. Während ein Großteil der Stickstoffoxide aus dem Verkehr kommt (55 %), stammen die Ammonium-Einträge primär aus der Tierhaltung in der Landwirtschaft (Aneja et al. 2001, Zechmeister et al. 2008). Die NO_x-Emissionen sind aufgrund verbesserter Fahrzeugtechnologien in Österreich leicht rückläufig (Umweltbundesamt 2015a), keine Änderungen sind für Emissionen aus der Landwirtschaft zu beobachten. Obwohl die Gesamtsumme der Einträge über die Jahre konstant ist, führen die stetigen N-Einträge zu einer Akkumulation von Stickstoff in den Ökosystemen.

Die Zunahme der atmosphärisch bedingten Akkumulation von Stickstoff hat in vielen Gebieten bereits zur deutlichen Gefährdung von ursprünglich nährstoffarmen Habitaten geführt (z.B. in Hochmooren) (Bobbink et al. 1998, Zechmeister et al. 2008, Harmens et al. 2011). Aber auch andere Systeme und vor allem Arten sind durch Eutrophierung gefährdet. Dies gilt auch für den Nationalpark Kalkalpen, in dem zwar die menschliche Nutzung reduziert werden kann, der aber wie alle anderen Lebensräume auch, schutzlos den atmosphärischen Einträgen ausgeliefert ist. Dies kann langfristig zu einer nicht gewollten Veränderung von Artengarnituren führen und sogar mit dem Aussterben von Arten verbunden sein (McLeon et al. 2011). Auch eine der Zielarten dieser Studie, *Buxbaumia viridis*, könnte gegen erhöhte N-Einträge empfindlich sein (Wiklund 2003, Zechmeister et al. 2017a). Bisherige Studien im Nationalpark haben dies aber nicht bestätigen können, auch weil keine genaueren Untersuchungen zur kleinräumigen Verteilung der Stickstoffdepositionen im Nationalpark Kalkalpen vorliegen. Zusätzlich unterscheiden sich auch die Kleinstandorte innerhalb eines eng umgrenzten Gebietes. So unterscheiden sich die N-Depositionen innerhalb und außerhalb eines Waldes oft beträchtlich und sogar innerhalb des Bestandes gibt es standörtliche Unterschiede (z.B. Mayer et al. 2015).

Eine der Zielsetzungen der vorliegenden Studie war daher die Verteilung der Stickstoffeinträge im Nationalpark Kalkalpen groß- und kleinräumig zu untersuchen, um dadurch ein Bild über die standörtlichen Depositionsverhältnisse zu gewinnen. Weiters sollten diese Einträge mit der Verteilung von *Buxbaumia viridis* korreliert werden.

3.2 METHODIK

Es wurden 13 Standorte im Nationalpark Kalkalpen untersucht (siehe Tabelle 1). Die Standorte sind mehr oder weniger gleichmäßig über den Nationalpark verteilt und bilden zudem einen Höhengradienten ab. Außerdem wurden Standorte mit Vorkommen von *Buxbaumia viridis* miteinbezogen, aber auch solche, die potentiell für eine Besiedelung geeignet wären (geeignete Totholz mengen), aber an denen *Buxbaumia viridis* nicht gefunden werden konnte.

An jedem Standort wurden drei Kleinstandorte beprobt. Die Kleinstandorte waren a) Totholz aus dem Bestand, b) der Stammabflussbereich und c) die nächstgelegene Freifläche. An jedem Kleinstandort wurden Proben des gemeinen Schlafmooses (*Hypnum cupressiforme*) entnommen. Auf möglichst große räumliche Nähe der Sammelstellen wurde geachtet, auch die Freiflächen sollte max. 50 m von a) und b) entfernt sein. Diese Vorgabe konnte mit wenigen Ausnahmen erfüllt werden. In Summe wurden 39 Proben genommen (13 Standorte à 3 Proben).

Tabelle 1: Liste der Standorte, an denen Moosproben für die Stickstoffanalytik entnommen wurden; Sto.Nr – Standortsnummer, Seehöhe in m, Morph. – Geomorphologie des Sammelplatzes, Exp. – Exposition.

Sto.Nr	Standort	E	N	Seehöhe	Morph.	Exp.
1	Weissenbachtal	14,43081	47,84789	460	Talung	eben
2	Rabenbachmündung	14,47144	47,80983	480	Talung	O
3	Haselschlucht	14,46866	47,77055	585	Talung	eben
4	Aschauer Alm	14,50882	47,73571	690	Hang	W
5	Redtenbachquelle	14,31628	47,75648	630	Talung	eben
6	Spering/Wallergraben	14,17491	47,80803	810	Hang	W
7	Groissn	14,41512	47,73013	1190	Hang	N
8	Kreuzau	14,46001	47,71519	1100	Hang	W
9	Trämpl	14,41034	47,79264	1120	Hang	NW
10	Goasluckn	14,4261	47,79378	1200	Hang	NW
11	Zöbelboden	14,44345	47,83872	900	Hang	NW
12	Zwielauf	14,33441	47,79483	1240	Hang	S
13	Feichtau	14,31443	47,79758	1330	Hang	W

Die Proben wurden zuerst luftgetrocknet. Für die Laboranalyse wurden die Moosproben in einem Trockenofen nachgetrocknet und dann mit einer Kugelmühle feinst zermahlen. Vom entstandenen Pulver wurden eineinhalb bis zwei Milligramm in einer Zinnkapsel abgewogen. Mit einem Elementaranalysator Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (EA-IRMS) wurden dann die Gesamtstickstoffmengen in Prozent (%N) sowie die Isotopenverhältnisse ($\delta^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) der jeweiligen Standorte ermittelt. Diese Arbeiten wurden im Labor des Departments für Mikrobiologie und Ökosystemforschung der Universität Wien mit Unterstützung durch Prof. Dr. W. Wanek durchgeführt.

Weiters wurden für die einzelnen Standorte Klimavariablen aus dem Spartacus-Datensatz (ZAMG 2020) berechnet. Daraus wurden die Parameter Temperatursumme, Temperaturmittelwert und Niederschlagssumme verwendet.

An statistischen Verfahren zur Datenauswertung wurden der Spearman Rank Test, partielle Korrelationen sowie ein „Generalized Linear Model“ (GLM) durchgeführt.

3.3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Aufsammlung an den einzelnen (Klein)standorten sind in Tabelle 2 gelistet.

Die Stickstoff-Konzentrationen im Nationalpark weisen ein Minimum von 0,83% N und ein Maximum von 2,44% N auf, der Mittelwert beträgt 1,5% N ($\pm 0,44$). Die Daten sind gleichmäßig verteilt (Normalverteilung). Die einzelnen Teilstandorte unterscheiden sich beträchtlich und signifikant, wobei Stammabfluss vor Bestand und Freifläche liegt. Teilstandorte sind auch die einzige signifikante Erklärungsvariable (GLM, $p=0,017$).

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte liegen im Maximum bei -2,08 und im Minimum bei -10,41. Das arithmetische Mittel beträgt - 6,52 ($\pm 1,23$). Entscheidende Einflussgrößen für die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte sind neben den Kleinstandorten ($p=0,006$), die Temperatur (wohl als Variable der Seehöhe) ($p=0,02$) und die Niederschlagsmenge ($p=0,03$).

Die höchst gelegenen Standorte Trämpl, Feichtau, Zwielauf und Goasluckn weisen auch die höchsten Stickstoff-Einträge auf. Zusätzlich liegen diese Standorte alle in NW-Exposition, was die Prallhangsituation am Nordrand der Kalkalpen widerspiegelt. Der Spenring ist ebenfalls in letztere Kategorie einzubeziehen. Im Gegensatz dazu finden sich an den geschützten Standorten wie Haselschlucht, Weißenbachtal oder Rabenbachmündung die geringsten Einträge. Der Zöbelboden (IM-Monitoringfläche) liegt im mittleren Bereich der Depositionswerte des Nationalparks.

Verwendet man die Klima- und Stickstoffdaten als Variablen zum Erklärungsmodus für die Verteilung von *Buxbaumia viridis* innerhalb des Nationalpark Kalkalpen (mittels GLM) so ergeben sich hoch signifikante Zusammenhänge ($R^2 = 62,3\%$, $p=0,000$). Den höchsten Erklärungswert als einzelne Variable hat die Anzahl der Regentage ($p=0,002$), gefolgt von der Morphologie (Tallagen werden gegenüber Hanglagen bevorzugt, $p=0,013$) sowie der Seehöhe ($p=0,03$). Die Stickstoffdepositionen scheinen keinerlei Einfluss auf die Verteilung von *Buxbaumia viridis* zu haben.

Tabelle 2. Ergebnisse der Stickstoffanalytik im Detail; ID – Standortsnummer: die erste zahl entspricht der Standortsnummer in Tabelle 1; die 2. Zahl steht für die Sammelpunkte innerhalb eines Standortes (Bestand, Stammabfluss, Freifläche).

ID	Standortname	Buxbaumia viridis	d 15N/14N	d 13C/12C	% N	% C	Kategorie	Entfernung von Bestand	Kleinstandort
1_1	Weissenbachtal	0	-2,081	-31,681	1,14	42,78	Bestand		Totholz
1_2	Weissenbachtal	0	-6,729	-30,942	1,20	42,21	Stammabfluss	50	Buche
1_3	Weissenbachtal	0	-6,518	-29,748	0,93	43,51	Freifläche	50	Totholz
2_1	Rabenbachmündung	0	-6,335	-31,161	1,15	43,23	Bestand		Totholz
2_2	Rabenbachmündung	0	-6,368	-30,512	1,67	43,28	Stammabfluss	30	Buche
2_3	Rabenbachmündung	0	-6,434	-30,671	0,87	43,62	Freifläche	50	Totholz
3_1	Haselschlucht	0	-6,017	-31,561	1,03	43,90	Bestand		Totholz
3_2	Haselschlucht	0	-5,461	-29,946	1,33	42,87	Stammabfluss	20	Buche
3_3	Haselschlucht	0	-5,488	-30,801	0,95	42,19	Freifläche	50	Strunk
4_1	Aschauer Alm	1	-5,537	-31,340	1,46	42,87	Bestand		Totholz
4_2	Aschauer Alm	1	-6,325	-30,996	1,98	43,82	Stammabfluss	20	Fichte
4_3	Aschauer Alm	1	-7,098	-30,692	1,04	45,58	Freifläche	50	Totholz
5_1	Redtenbachquelle	0	-6,071	-31,369	1,14	43,12	Bestand		Wurzel
5_2	Redtenbachquelle	0	-7,348	-30,357	1,25	43,02	Stammabfluss	100	Linde
5_3	Redtenbachquelle	0	-5,752	-30,929	0,85	43,81	Freifläche	100	Strunk
6_1	Spering/Wallergraben	0	-7,101	-30,975	1,84	40,39	Bestand		Totholz
6_2	Spering/Wallergraben	0	-7,390	-29,635	1,99	41,67	Stammabfluss	60	Buche
6_3	Spering/Wallergraben	0	-7,290	-29,460	1,26	43,45	Freifläche	10	Strunk
7_1	Groissn	1	-5,981	-29,427	1,63	44,35	Bestand		Totholz
7_2	Groissn	1	-6,379	-30,102	1,96	42,50	Stammabfluss	10	Fichte
7_3	Groissn	1	-5,414	-29,761	0,83	43,73	Freifläche	30	Strunk
8_1	Kreuzau	1	-6,385	-29,826	1,47	42,64	Bestand		Totholz
8_2	Kreuzau	1	-6,897	-30,263	1,64	43,23	Stammabfluss	10	Fichte
8_3	Kreuzau	1	-6,461	-29,893	1,37	41,16	Freifläche	50	Strunk

9_1	Trämpl	1	-6,443	-30,020	2,06	43,39	Bestand		Totholz
9_2	Trämpl	1	-8,799	-30,027	2,44	43,67	Stammabfluss	5	Fichte
9_3	Trämpl	1	-6,508	-30,498	1,19	43,07	Freifläche	200	Totholz
10_1	Goasluckn	1	-6,974	-30,347	2,20	42,00	Bestand		Totholz
10_2	Goasluckn	1	-10,416	-29,168	1,93	44,93	Stammabfluss	50	Fichte
10_3	Goasluckn	1	-6,026	-31,249	1,40	43,20	Freifläche	50	Strunk
11_1	Zöbelboden	0	-6,633	-30,301	1,82	43,90	Bestand		Totholz
11_2	Zöbelboden	0	-8,287	-31,250	1,84	44,93	Stammabfluss	20	Fichte
11_3	Zöbelboden	0	-6,215	-29,776	1,12	43,72	Freifläche	30	Strunk
12_1	Zwielauf	0	-5,747	-29,919	1,86	43,81	Bestand		Totholz
12_2	Zwielauf	0	-7,517	-30,327	2,08	43,87	Stammabfluss	100	Fichte
12_3	Zwielauf	0	-6,734	-29,208	1,43	44,10	Freifläche	100	Strunk
13_1	Feichtau	1	-6,093	-27,963	2,14	42,73	Bestand		Wurzel
13_2	Feichtau	1	-7,898	-29,509	1,87	44,87	Stammabfluss	10	Fichte
13_3	Feichtau	1	-5,180	-28,391	1,16	44,16	Freifläche	30	Totholz

3.4 DISKUSSION

Die Gesamtstickstoffdeposition beträgt im Mittel 1,5% N. Im Vergleich mit den früheren Daten aus Österreich ist dies knapp über dem österreichischen Mittelwert von 2005, der bei $1,21 \pm 0,25$ lag (Zechmeister et al. 2009). Betrachtet man allerdings die Höchstwerte, dann liegen die hohen Werte des Nationalparks (z.B. 2,44%N) deutlich über jenen der österreichweiten Aufsammlung von 2005 (1,99%, Zechmeister et al. 2009) und 2015 (1,78%, Zechmeister et al. 2017b). Dies bedeutet sehr hohe atmosphärische N-Einträge für manche Bereiche im Nationalpark Kalkalpen.

Wie zu erwarten, sind die Einträge im Stammfußbereich signifikant über jenen im Bestand und auch deutlich höher als auf den Freiflächen. Nur mit den Freiflächen lassen sich die Daten aus dem Programm der ICP-Vegetation vergleichen (Harmens et al. 2015). Der Zöbelboden liefert die einzigen direkten Vergleichswerte mit diesen Untersuchungen. Der Wert von 2005 betrug 1,02% N (Zechmeister et al. 2008), jener von 2015 0,84% N (Zechmeister et al. 2017b). In beiden Fällen wurde ebenfalls *Hypnum cupressiforme* von einer Freifläche gesammelt. Der direkte Vergleichswert der vorliegenden Untersuchung lag bei 1,12% N, was doch deutlich höher ist und auf einen gestiegenen Eintrag in den letzten zwei Jahren schließen lässt.

Die in der vorliegenden Studie erhobenen N-Werte zeigen die große Variationsbreite der N-Depositionen innerhalb des Nationalpark Kalkalpen und die Notwendigkeit einer breiteren Untersuchung als dies mit einer einzelnen Monitoringfläche erfolgen kann. Unterstrichen wird dies dadurch, dass in unserer Untersuchung stark erhöhte Werte in den höheren, exponierten Lagen festgestellt wurden. In diesen Regionen muss bereits mit negativen Folgen auf die Biodiversität gerechnet werden (z.B. bei Epiphyten).

Die Isotopenwerte lagen zwischen -2,08 und -10,41, der Mittelwert bei -6,52. Im Österreich-Vergleich (den es nur für 2005 gibt) lagen die Mittelwerte bei $-6,06 \pm 1,21$ (Zechmeister et al. 2008). Die österreichweite Schwankungsbreite lag zwischen -2,45 und -10,04. Dies entspricht weitgehend den Werten des Nationalparks. Das würde bedeuten, dass der Nationalpark Kalkalpen sowohl im Einflussbereich von Emissionen sowohl aus dem Straßenverkehr als auch aus landwirtschaftlichen Quellen steht. Die Freiflächen sind tendenziell weniger negativ, was auf einen Eintrag durch Ferntransport aus dem Verkehr hindeutet (Heaton 1986, Skudnik et al. 2014). Die deutlich positiven Werte, die sich im Stammabfluss finden, deuten offensichtlich Prozesse an, die bislang nicht geklärt sind.

Das Vorkommen von *Buxbaumia viridis* kann in unserer Studie nur erklärt werden durch a) das Vorhandensein adäquaten Totholzes in einem Gebiet, das von Vektoren erreicht wird (Kapitel 4.2.4), (Kropik et al., 2020) b) durch einzelne Klimavariablen (Kapitel 4.2.3.) c) durch die Morphologie der Standorte. Die Stickstoffwerte sind für das Vorkommen der Art nicht von Relevanz. Dies unterstreicht die Ergebnisse von Wiklund (2003), die keinen Zusammenhang des Vorkommens mit der Stickstoffmenge im Substrat gefunden hat. Wiklund (2013) führt dies auf eingeschränkte Verbreitungsmöglichkeiten von *Buxbaumia viridis* zurück, da in ihrer Studie nur 16% der potentiell möglichen Habitate tatsächlich von *Buxbaumia viridis* besiedelt wurden (siehe auch Kapitel 4.2.5).

4 MONITORING DER ZIELARTEN *BUXBAUMIA viridis* UND *SCAPANIA carinthiaca*

In einer vorangegangenen Studie (Zechmeister et al. 2017) wurden zahlreiche Fundpunkte von *Buxbaumia viridis* im Nationalpark Kalkalpen entdeckt. Die Verbreitungsmuster wurden beschrieben, aufgrund des relativ kurzen Untersuchungszeitraumes konnten aber nur begrenzte Aussagen zur Stabilität der Populationen getätigt werden. Das in dieser Studie durchgeführte Monitoring verfolgte erstmals das Schicksal einzelner Individuen und Populationen über einen Zeitraum von zwei Jahren. Dadurch konnte die Phänologie der Art im Nationalpark Kalkalpen analysiert werden und erstmals gezeigt werden mit welcher Kontinuität Sporophyten von *B. viridis* auftauchen. Dies kann auch dazu beitragen zu erklären ob und wieso in einzelnen Jahren die Art bei Monitoring-Durchgängen nicht gefunden wird. Weiters lieferten zwei in den Sommermonaten angebrachte Wildkamas Informationen zu potentiellen Vektoren der Art.

Zusätzlich sollten Untersuchungen zu Temperatur und Luftfeuchtigkeit Informationen zur Autökologie der Art liefern. Wie experimentelle Studien gezeigt haben, scheint *Buxbaumia viridis* von der Feuchtigkeit des Substrates abhängig zu sein (Wiklund 2002). Messungen in der Natur gab es dazu allerdings bislang keine. Diese Lücke wurde mit den ausgebrachten data-loggern gefüllt.

4.1 METHODIK

4.1.1 POPULATIONSMONITORING

Für das Monitoring wurden mehrere Methoden gewählt: 1) Zeichnerische Darstellung der einzelnen Individuen in einer Population, 2) Fotografische Dokumentation einzelner Gruppen von Individuen. Die Veränderungen im Laufe der Zeit wurden mittels dreier Begehungen im Jahr 2019 (Juni, August, Oktober) und zweier Begehungen im Jahr 2020 (Juni, August) kontinuierlich dokumentiert. Die einzelnen Durchgänge wurden grafisch übereinandergelegt und sind im Anhang für jede der untersuchten Populationen ersichtlich. In Summe wurden 8 Populationen von *Buxbaumia viridis* (vier Populationen in der Groissn, zwei Populationen in der Geißlucke, je eine am Trämpl und in der Kreuzau) und zwei Populationen von *Scapania carinthiaca* (an der Krummen Steyerling und in der Haselschlucht) untersucht.

4.1.2 MIKROKLIMATISCHE MESSUNGEN MITTELS DATA-LOGGERN

An jedem Populations-Monitoring-Standort von *Buxbaumia viridis* wurde Anfang Juni 2019 ein data-logger (data-logger Serie „rugged plus“ von Driessen und Kern GmbH) für Temperatur und Luftfeuchtigkeit angebracht (siehe Abb. 1). Diese data-logger wurden ein Jahr lang, von Juni 2019 bis Juni 2020 an den jeweiligen Stämmen exponiert. Sie wurden mit 1 cm Abstand von der Oberfläche der Stämme montiert und spiegeln so das Mikroklima am Stamm wider. Die data-logger befanden sich in unmittelbarer Umgebung zwischen den Sporophyten und somit direkt am Wuchsort von *Buxbaumia viridis*. Mit den Messungen sollten sowohl absolute Messwerte sowie die Schwankungen im Jahreslauf erfasst werden.

Zu Vergleichszwecken wurden vier data-logger auch an Standorten außerhalb des Nationalpark Kalkalpen ausgebracht: Urwald Rothwald (2 logger), Naturwaldreservat Luxensteinwand (1 logger) und Dobraurwald (1 logger). Diese Standorte sollten die Bandbreite mikroklimatischer Bedingungen am Totholz in unterschiedlichen biogeographischen Regionen dokumentieren.



Abb. 1. Data-logger der Fa. Driessen-Kern am Standort Trämpl zur Messung von Luftfeuchtigkeit und Temperatur an der Stammoberfläche einer Fichte.

4.1.3 MONITORING MITTELS WILDKAMERAS

Zwei Wildkameras (Typ Bushnell, Modell 119776) wurden von Christian Fuxjäger an den Standorten Groissn 1 (1 Monat Beobachtungszeitraum) und Groissn 3 (2 1/2 Monate Beobachtungszeitraum) in unmittelbarer Nähe zu den jeweiligen Populationen angebracht (siehe Abb. 2). Die Aufzeichnungen erfolgten Tag und Nacht. Die Videofunktion wurde nach einem Monat zugunsten einer reinen Bildaufnahme deaktiviert, um eine raschere Aufzeichnung zu gewährleisten.



Abb. 2. Christian Fuxjäger bei der Installation einer Wildkamera am Standort Groissn 3.

4.2 POPULATIONSMONITORING VON *BUXBAUMIA viridis* (MOUG. EX LAM. & DC.) BRID. EX MOUG. & NESTL.

4.2.1 MONITORINGFLÄCHEN

MONITORINGFLÄCHE GEIßLUCKE

Die Fundpunkte von *Buxbaumia viridis* in der Geißlucke aus 2016/17 konnten nicht mehr bestätigt werden. Dafür wurden erstmals im Nationalpark Kalkalpen auf Buche zwei schöne Populationen der Zielart gefunden. Beide Populationen, welche auf gegenüberliegenden Stammseiten eines mächtigen Totstammes wuchsen, wurden aufgenommen.

Details zur Monitoringfläche 1 und 2:

ID 2016/17: neu

Standort: Buchen-Tannen-Fichtenwald (Abb.3)

Koordinaten: 14,42610 // 47,79378

Kronendeckung: 80%

Totholz: Buche, liegend

Zersetzungsstufe: 4

Länge (Höhe): 20m

Durchmesser: 50 cm

Hangneigung: 25°

Data-logger Nr.: DK320-080011921**681**

Anhang 2 bis 5



Abb. 3. Buchenstamm mit zwei Populationen von *Buxbaumia viridis* am Standort Geißlucke; der data-logger befindet sich auf der rechten, vorderen Stammhälfte.

MONITORINGFLÄCHEN GROISSN-ALM

Die "Groissn" war in den Erhebungsjahren 2016/2017 DER hot-spot für das Vorkommen von *Buxbaumia viridis*.

Im Monitoringjahr 2019 sind ein Großteil der ehemals zahlreich besiedelten Strünke nicht mehr besiedelt gewesen. Ein Großteil der gleich alten Strünke war 2019 stark beschädigt, die stabile Außenhülle war abgelöst, das stark zersetzte Innere zerfetzt. Ursache dafür könnte einerseits Frostsprengung bei einzelnen Strünken aber auch die Zerstörung durch Nahrung suchende Spechte gewesen sein (mdl. Mitteilung C. Fuxjäger).

Auf einem Großteil des auch schon in früheren Untersuchungen besiedelten, liegenden Totholzes konnte *B. viridis* allerdings wiedergefunden werden. Bevorzugt waren dies nicht entrindete Lärchenstämme.

Monitoringfläche Groissn 1

Neuer Standort, in früheren Untersuchungen nicht erfasst

Details zur Monitoringfläche 3:

ID 2016/17: neu

Standort: Fichtenstamm freiliegend in Wiese neben kleinem Gerinne (Abb.4)

Koordinaten: 14,41423 // 47,73147

Kronendeckung: 10%

Totholz: Lärche, liegend

Zersetzungsklasse: 2-3

Länge: 3m

Durchmesser: 25 cm

Hangneigung: 5°

Data-logger Nr.: DK320-080011921**683**

Anhang 6 und 7



Abb. 4. Fichten-Totholz der Fläche Groissn 1

Monitoringfläche Groissn 2

Standort bereits aus 2016/2017 bekannt (ID 5), aber mit deutlich weniger Sporophyten;
Stamm nur teilweise aufliegend, im aufliegenden Teil nicht besiedelt.

Details zur Monitoringfläche 4:

ID 2016/17: ID 5

Standort: Lärchen-Fichtenwald (Abb. 5)

Koordinaten: 14,41510 // 47,73180

Kronendeckung: 15%

Totholz: Lärche, liegend, berindet

Zersetzungsklasse: 2 (mit Borke)

Länge: 14m

Durchmesser: 35 cm

Hangneigung: 5°

Data-logger Nr.: DK320-080011921685

Anhang 8 und 9



Abb. 5. Lärchen-Totholz als Standort der Population Groissn 2

Monitoringfläche Groissn 3

Standort bereits aus 2016/2017 bekannt (ID 87), mit deutlich mehr Sporophyten als in den Vorjahren. Zwei nebeneinander liegende Stämme mit größeren Populationen wurden für das Monitoring ausgewählt.

Details zur Monitoringfläche 5:

ID 2016/17: ID 78

Standort: Lärchen-Fichtenwald (Abb. 6)

Koordinaten: 14,41512 // 47,73013

Kronendeckung: 80%

Totholz: Lärche, liegend, berindet

Zersetzungsklasse: 3 (tw. mit Borke)

Länge: 4m

Durchmesser: 30 cm

Hangneigung: 0°

Data-logger Nr.: DK320-080011921**684**

Anhang 10 und 11



Abb. 6. Zwei hintereinander liegende Lärchen als Grundlage der Populationen der Monitoringflächen 5 und 6.

Details zur Monitoringfläche 6:

ID 2016/17: NEU

Standort: Lärchen-Fichtenwald (Abb.6)

Koordinaten: 14,41512 // 47,73016

Kronendeckung: 80%

Totholz: Lärche, liegend, teilweise berindet

Zersetzungsstufe: 3

Länge: 7m

Durchmesser: 30 cm

Hangneigung: 0°

Data-logger Nr.: kein Data-logger

Anhang 12 und 13

MONITORINGFLÄCHE W KREUZAU

Standort war bereits aus 2016/2017 bekannt (ID 20). Wie auch in der Groissn ist in diesem Fichtenforst der Großteil der Strünke zerstört und somit als Wuchsort für *B. viridis* ungeeignet. An einigen intakten Strünken waren noch Sporophyten zu finden, einer davon wurde als Monitoringpunkt ausgewählt.



Abb. 7. Strunk in der Forstfläche "Kreuzau" mit Monitoringfläche 7.

Details zur Monitoringfläche 7:

ID 2016/17: ID 20

Standort: Fichtenforst (Abb. 7)

Koordinaten: 14,46000 // 47,71519

Kronendeckung: 90%

Totholz: Fichtenstrunk, entrindet

Zersetzungsstufe: 4

Länge (Höhe): 40cm

Durchmesser: 45 cm

Hangneigung: 5°

Data-logger Nr.: DK320-080011921**680**

Anhang 14 und 15

MONITORINGFLÄCHE URWALDVERDACHTFLÄCHE TRÄMPL

Diese Monitoringfläche wurde an jenem Standort eingerichtet, welcher bereits aus den Jahren 2016/2017 bekannt war (ID 78). Während die anderen Fundpunkte des Koboldmooses am Trämpl nicht bestätigt werden konnten, war dieses Vorkommen noch vorhanden. Die Vorkommen am Trämpl scheinen aus standörtlichen Gründen am Limit zu sein. Der Standort ist aufgrund der Steilheit und der dadurch bedingten Flachgründigkeit der Böden sowie der Exponiertheit gegenüber dem Wind vergleichsweise trocken, was sich massiv auch auf die Feuchtigkeit des Totholzes auswirkt. Die meisten Stämme zeigen Epiphyten, die von der Trockenheit zeugen, so ist z.B. der Anteil von Flechten sehr hoch. Die vorkommenden Flechten sind deutlich resistenter gegenüber Austrocknung als die meisten Moose. Das Vorkommen am Monitoringstandort könnte durch die Nähe zum angrenzenden steilen Kerbtrog begünstigt sein, weil dieser Kaltluftströme und so höhere Luftfeuchtigkeit begünstigt.

Details zur Monitoringfläche 8:

ID 2016/17: 78

Standort: Buchen-Tannen-Fichtenwald (Abb.8)

Koordinaten: 14,41034 // 47,79264

Kronendeckung: 90%

Totholz: Fichte, liegend

Zersetzungsstufe: 3-4

Länge: 20m

Durchmesser: 40 cm

Hangneigung: 30°; Stamm quer liegend zum Hang

Data-logger Nr.: DK320-080011921**682**

Anhang 16 und 17



Abb. 8. Totholz (Fichte) als Standort einer kleinen Population von *Buxbaumia viridis*.

4.2.2 ERGEBNISSE DES POPULATIONS-MONITORINGS VON *BUXBAUMIA viridis*

In Tabelle 3 und Abb. 9 sind die Anzahl der Sporophyten aller untersuchten Populationen und ihre Veränderungen im Laufe der Beobachtungszeit dargestellt. Im Anhang befinden sich die genauen Veränderungen der Individuen in den einzelnen Populationen grafisch dargestellt (Anhang 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16).

In den acht Populationen wurden im gesamten Monitoring-Zeitraum 150 Sporophyten gezählt und beobachtet. Die Anzahl der Sporophyten lag zwischen 2 und 48 pro Stamm im Jahr 2019 und zwischen 0 und 69 im Jahr 2020 (Aufstellung siehe Tabelle 3 und Abb. 9).

Die Wachstumsperiode mit der größten Anzahl an Sporophyten war der Herbst mit kontinuierlich abnehmender Zahl bis zum folgenden Spätsommer. Die meisten Sporophyten wurden im Oktober gezählt (81 Sporophyten im Oktober 2019), während im Juni bereits deutlich weniger vorhanden waren (64 im Juni 2019, 69 im Juni 2020). Die wenigsten Sporophyten gab es im August (37 in 2019, 35 in 2020). Entgegen unseren Erwartungen kamen im Juni kamen nur wenige neue Sporophyten dazu, und keine im August.

Nach dem ersten Jahr waren zwei von sieben Populationen völlig verschwunden (Trämpl, Geißlucke 2), die Populationen an den Standorten Groissn 3a und 3b hatten massiv zugelegt.

Nach dem zweiten Untersuchungsjahr waren weitere zwei Populationen verschwunden (Kreuzau, Geißlucke 1).

Die Gesamtzahl der Sporophyten zu den einzelnen Untersuchungszeiträumen war in beiden Jahren überraschend ähnlich, mit einem Höhepunkt im Oktober und einem Minimum im August (siehe Tabelle 3). Daraus lässt sich ableiten, dass der August eine ungünstige Periode für die Suche nach *Buxbaumia viridis* darstellt während hingegen der Oktober optimal ist.

In Summe wurde kein einziger Sporophyt älter als 14 Monate. 80% der im Herbst wachsenden Sporophyten überlebten den Winter und das Frühjahr, davon verschwanden allerdings den Sommer über wiederum 80%. Die meisten Verluste gab es im August: 25% der Sporophyten verschwanden komplett, bei 55% blieb die Seta erhalten. Seten überlebten in vielen Fällen deutlich länger als ein Jahr.

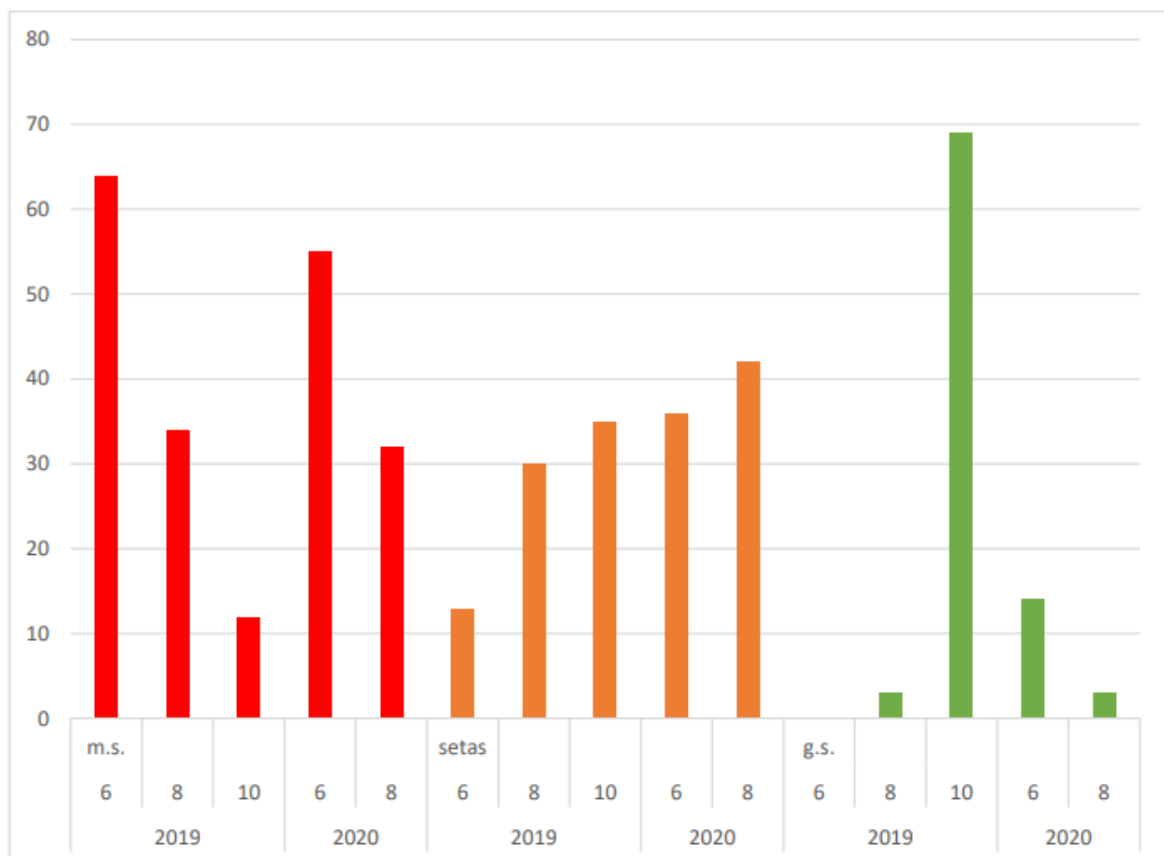


Abb. 9. Anzahl der reifen (ms) und grünen (gs) Sporophyten sowie der Seten ohne Kapsel zu den einzelnen Beobachtungszeiten

Tabelle 3. Anzahl der Sporophyten von *Buxbaumia viridis* in den untersuchten Monitoringflächen und ihre Veränderungen im Laufe des Untersuchungszeitraumes; MF – Monitoringfläche; r.S. – reife Sporophyten; g.S. – grüne Sporophyten.

MF	2019_06			2019_08			2019_10			2020_06			2020_08		
	r.S.	Setae	g.S.	r.S.	Setae	g.S.	r.S.	Setae	g.S.	r.S.	Setae	g.S.	r.S.	Setae	g.S.
1	13	5		9	9	1	6	11	10	3	13	1	0	14	0
2	5	0		1	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
3	14	0		8	5	2	1	4	0	0	2	9	5	1	0
4	4	2		2	2	0	2	3	5	5	4	0	4	4	3
5	17	5		10	10	0	2	14	31	26	15	2	3	20	0
6	4	0		1	0	0	1	0	23	21	2	0	20	3	0
7	5	1		2	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
8	2	0		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
total	64	13	0	34	30	3	12	35	69	55	36	14	32	42	3

4.2.3 ERGEBNISSE DER MIKROKLIMATISCHEN MESSUNGEN MITTELS DATA-LOGGER

Von den sechs im Nationalpark Kalkalpen ausgebrachten data-loggern, lieferten nur zwei (Groissn 2, Trämpl) die gesamte Erfassungsperiode hindurch einwandfreie Ergebnisse. Der Logger von der Kreuzau wurde von Passanten offensichtlich mutwillig entfernt, konnte aber wiedergefunden werden und lieferte dann ebenfalls einwandfreie Messungen. Der Logger am Standort Groissn 3 beendete am 11. November 2019 seine Messungen, jener vom Standort Groissn 1 am 6. Mai 2020. Der Logger am Standort Geißlucke zeigte bereits bei der ersten Auslesung im August 2019 Fehlfunktion, konnte aber im Oktober nochmals ausgelesen werden, fiel aber dann gänzlich aus und konnte auch später nicht mehr reaktiviert werden. Er wurde an die Firma Driessen-Kern eingesendet, welche aber auch keine Datenrettung mehr durchführen konnte. Alle Ausfälle waren durch das Eindringen von Feuchtigkeit durch den Messsensor bedingt, welche im günstigsten Fall zu Messtörungen bis hin zur Zerstörung der Platine (Geißlucke) führte.

Die Messwerte (Luftfeuchtigkeit, Temperatur) für den Zeitraum zwischen 9. Juni und 30. Oktober, in dem alle data-logger Ergebnisse lieferten, werden in den Tabelle 4 und 6 gegenübergestellt, jene der Gesamtjahresmessungen in den Tabellen 5 und 7.

Tabelle 4. Kenngrößen der gemessenen Temperaturen (in °C) zwischen 9. Juni und 30. Oktober an sechs Standorten; Anzahl: Anzahl der Messdaten; GL-Geißlucke, G1 – Groissn 1, G2 – Groissn 2, G3 – Groissn 3. K – Kreuzau, T – Trämpl.

	GL	G1	G2	G3	K	T
Anzahl	9059	14972	20810	20798	15307	20967
Arithm. Mittelwert	15,7	11,3	12,4	13,3	13,0	13,8
Standardabweichungen	3,5	5,0	4,9	5,1	5,2	4,6
Minimum	7,8	-0,3	0,0	-0,2	0,8	0,9
Maximum	26,5	30,6	27,8	40,3	35,3	29,9

Die Temperaturen sind an allen Standorten durchaus vergleichbar. Die höheren Temperaturen in der Geißlucke erklären sich dadurch, dass hier aufgrund des Ausfalles des Loggers die Messungen nur bis Mitte August gedauert haben. Die signifikant niedrigeren Temperaturen der Groissn 1 erklären sich durch die Lage des Loggers in einer kleinen Rinne, welche ganzjährig von einem kleinen Gewässer durchflossen wird. Die Maximaltemperaturen sind überraschend hoch, das Totholz scheint die Oberflächen-Temperaturen nicht zu reduzieren. Das Wachstum von *Buxbaumia viridis* scheint durch diese relativ hohen Temperaturen nicht negativ beeinflusst zu sein.

Tabelle 5. Kenngrößen der gemessenen Temperaturen (in °C) im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 9. Juni 2019 und 13. Juni 2020 an sechs Standorten; Anzahl: Anzahl der Messdaten; GL-Geißlucke (bis 10.10.2019), G1 – Groissn 1 (bis 6.5.2020), G2 – Groissn 2, G3 – Groissn 3 (bis 11.11.2019), K – Kreuzau (mit Unterbrechung), T – Trämpl.

	GL	G1	G2	G3	K	T
Anzahl	9059	42006	53448	21930	47786	51852
Arithm. Mittelwert	15,7	4,7	6,5	12,8	6,5	7,6
Standardabweichungen	3,5	6,0	6,8	5,5	6,4	6,7
Variationskoeffizient	0,2	1,3	1,0	0,4	1,0	0,9
Minimum	7,8	-2,7	-7,9	-1,4	-2,7	-6,7
Maximum	26,5	30,6	35,6	40,3	37,5	29,9

Bei den Ganzjahresmessungen sind vor allem die Wintertemperaturen interessant. Unter der Schneedecke liegen die Temperaturen um 0° C. Die tiefsten Temperaturen stammen von Tagen, an denen die Logger nicht mit Schnee bedeckt waren. G2 war ca. 1 m über dem Boden exponiert, daher gab es hier die wenigsten Tage mit Schneebedeckung und in Folge die niedrigsten Temperaturen. Der Logger am Trämpl lag überaus windexponiert, wodurch es zu Abblasungen der Schneedecke kam. Die niedrigen Wintertemperaturen scheinen ebenfalls kein Hindernis für das Wachstum von *Buxbaumia viridis* darzustellen.

Tabelle 6. Kenngrößen der gemessenen Luftfeuchtigkeit (relative Luftfeuchtigkeit in %) zwischen 9. Juni und 30. Oktober an sechs Standorten; Anzahl: Anzahl der Messdaten; GL-Geißlucke, G1 – Groissn 1, G2 – Groissn 2, G3 – Groissn 3. K – Kreuzau, T – Trämpl.

	GL	G1	G2	G3	K	T
Anzahl	9059	14972	20810	20798	15307	20967
Arithm. Mittelwert	96,2	95,9	91,2	86,7	87,5	88,1
Standardabweichungen	7,1	8,4	13,0	16,4	17,1	13,1
Minimum	49,3	38,6	30,0	16,8	23,1	30,8
Maximum	100	100	100	100	100	100

Die Luftfeuchtigkeit hat an allen Standorten einen großen Teil des Sommers hindurch 100% betragen, mit zum Teil größeren Schwankungen. So war es am Trämpl bedeutend trockener

als in der Groissn und auch die Schwankungsbreiten waren am Trämpl größer. Die Exposition und der damit einhergehende häufige Wind scheinen die Ursache dafür zu sein.

Die Unterschiede in der Luftfeuchtigkeit an den einzelnen Standorten sind statistisch signifikant ($p < 0,000$). Das ist zweifelsfrei ein wichtiger Grund für die deutlich größeren Populationen in der Groissn im Vergleich zu jenen am Trämpl. Die Histogramme der Standorte Trämpl und Groissn 2 (mit vergleichbarer Anzahl an Messwerten – siehe Tabelle 7) sind in den Abb. 10 und Abb. 11 ersichtlich.

Tabelle 7. Kenngrößen der gemessenen Luftfeuchtigkeit (in %) zwischen 9. Juni 2019 und 13. Juni 2020 an sechs Standorten; Anzahl: Anzahl der Messdaten; GL-Geißlucke (bis 10.10.2019), G1 – Groissn 1 (bis 6.5.2020), G2 – Groissn 2, G3 – Groissn 3 (bis 11.11.2019), K – Kreuzau (mit Unterbrechung), T – Trämpl.

	GL	G1	G2	G3	K	T
Anzahl	9059	42006	53448	21930	41205	51852
Arithm. Mittelwert	96,2	72,5	93,1	87,3	78,3	91,0
Standardabweichungen	7,1	21,8	11,9	16,2	20,5	11,3
Variationskoeffizient	0,1	0,3	0,1	0,2	0,3	0,1
Minimum	49,3	2,0	30,0	16,8	12,5	30,8
Maximum	100	100	100	100	100	100

Betrachtet man die Ganzjahresmessungen, so stammen die niedrigsten Luftfeuchtwerte aus dem Winterhalbjahr, offensichtlich Frosttrocknis – oder Messfehler – da die beiden einwandfrei funktionierenden Geräte (G2 und T) nur Minima von ca. 30% zeigten. Die Ganzjahresluftfeuchtigkeit liegt aber noch etwas über der bereits hohen Sommerluftfeuchtigkeit – dies scheint ein für *Buxbaumia viridis* fördernder Umstand zu sein.

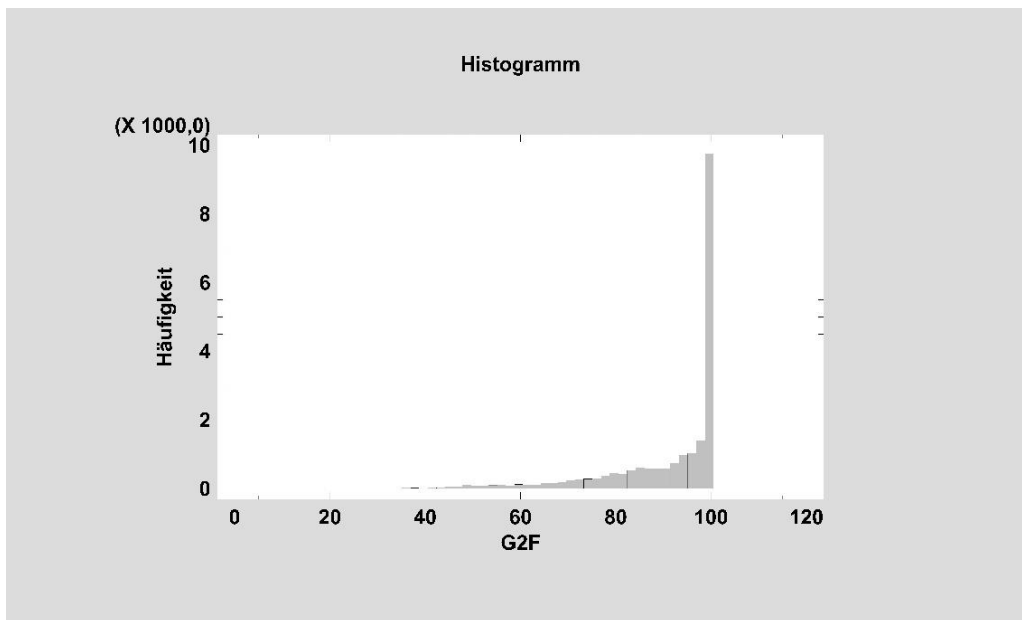


Abb. 10. Histogramme der Verteilung der Ergebnisse der Luftfeuchtmessungen am Trämpl im Zeitraum zwischen 9. Juni und 30. Oktober

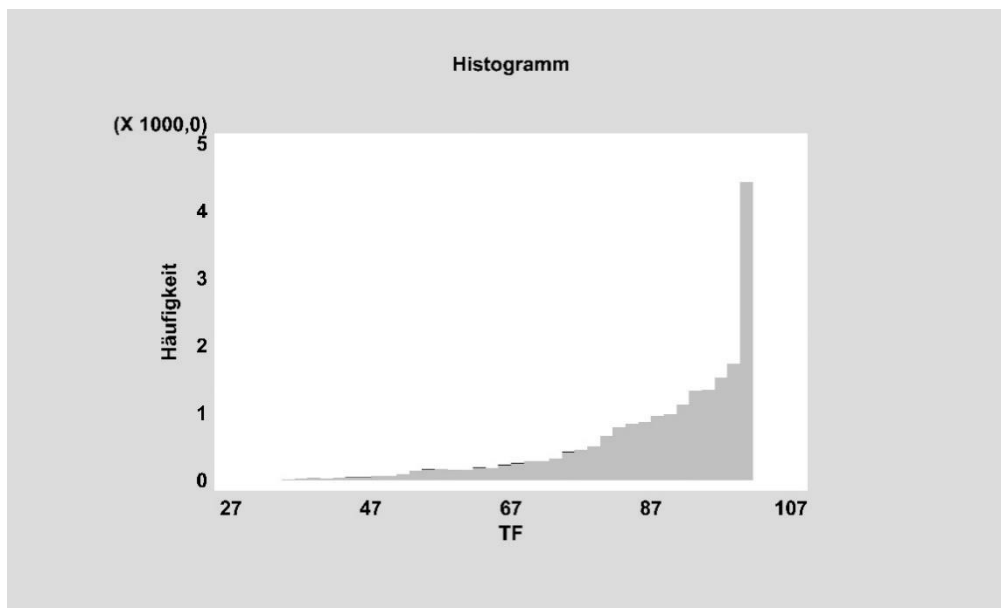


Abb. 11. Histogramm der Verteilung der Ergebnisse der Luftfeuchtmessungen am Standort Groissn 2 im Zeitraum zwischen 9. Juni und 30. Oktober

Probleme bei den Messungen

Obwohl die Data-Logger Rugged Plus der Firma Driessen & Kern für den Außeneinsatz konzipiert sind, waren sie nur bedingt für Bedingungen an den Standorten im Nationalpark geeignet. Hauptproblem war offensichtlich das Eindringen von Feuchtigkeit durch den Sensor und die dadurch bedingten Fehlschaltungen. Dies führte entweder zu einer raschen Entleerung der Batterien (Groissn 1, Groissn 3) und/oder zu einer Fehlfunktion in den Messungen (Groissn 1, Kreuzau). Der Logger Geißlucke fiel schon in der Messperiode Juni-August aus und konnte nach dem Abmontieren im Juni 2020 nicht mehr ausgelesen werden. Er wurde zur Kontrolle und Datenrettung an Driessen und Kern eingesendet. Die Herstellerfirma bestätigte das Eindringen der Feuchtigkeit, konnte jedoch nur die Zerstörung der Platine feststellen. Damit waren auch die weiteren Messdaten dieses Standortes verloren. Einwandfreie Messungen über den gesamten Zeitraum hinweg lieferten nur die Logger der Standorte Trämpl und Groissn 2. Der Logger am Standort Kreuzau wurde zusätzlich offensichtlich von Wanderern mutwillig abgerissen und später weggeworfen. Durch glückliche Umstände wurde er aber wiedergefunden, der Nationalparkverwaltung übergeben und im September wieder am Standort ausgebracht.

4.2.4 ERGEBNISSE DER AUFNAHMEN MIT DEN WILDKAMERAS

Die beiden Wildkameras an den Standorte Groissn 1 und Groissn 3 lieferten überraschende Bilder. Die Qualität der Bilder (auch in der Nacht) und die Vielzahl an unterschiedlichen Tiergruppen, welche sich in unmittelbarer Nähe zu den Sporophyten aufhielten, war überraschend. Ebenso beeindruckten die relativ große Sensibilität der Auslösung und die Aufnahmeschärfe der Kameras auch bei sehr kleinen Tieren. So konnten beispielsweise sogar Spinnen erfasst werden. In Tabelle 8 sind alle Beobachtungen nach Tiergruppen zusammengefasst.

Die häufigste Tiergruppe in der näheren Umgebung der Sporophyten waren Mäuse (52,5% aller Beobachtungen), Säugetiere machten in Summe 65% aus. Vögel waren mit 22% die zweithäufigste Gruppe, hier dominierten Drossel, Amsel und Rotkehlchen.

Das in der Literatur immer wieder beschriebene Abfressen der Kapseln durch Schnecken konnte in unseren Aufnahmen nur bedingt bestätigt werden. Nun lösen Schnecken sicher die Wildkamera nicht aus, aber auf allen 208 Bildern und Kurzvideos konnte nur ein einziges Mal eine Schnecke beobachtet werden. Während die von uns beobachteten Vektoren den Menschen scheuen und bei Ansicht von BryologInnen flüchten, legen Schnecken dieses Verhalten nicht an den Tag.

Die Aufnahmen legen nahe, dass Mäuse und Vogelarten zu den häufigsten Vektoren von *B. viridis* gehören könnten – und/oder sie konsumieren einfach gerne ihre proteinreichen Kapseln.

Die Ergebnisse der Kapitel 5.2.2 und 5.2.4 sind auch in Kropik et al. (2020) im Journal „plants“ publiziert worden.

Tabelle 8. Anzahl der mit den beiden Wildkameras aufgenommen Tiere an den *Buxbaumia*-Monitoring-Standorten Groissn 1 (Graben) und Groissn 3 (Plateau).

Gruppe	Art	Graben	Plateau	Tiere gesamt	% gesamt
		1. Serie 03.08.- 09.09.	1. Serie 03.08.- 09.09.	2. Serie 15.09.- 17.10	
Säugetiere		41	36	14	91
Vögel		2	3	26	31
Gliederfüßer		1	4	13	18
Weichtiere				1	1
				141	
	Dachs			1	1
	Eichhörnchen		3		3
	Hirsch			4	4
	Marder	4	2		6
	Maus	35	30	9	74
	Mensch		1		1
	Reh	1			1
	Wildschwein	1			1
	Amsel			5	5
	Auerhahn	2	1		3
	Drossel		2	7	9
	Rotkehlchen			9	9
	Vogel div.			2	2
	Zaunkönig			3	3
	Spinnen	1	3	13	17
	Laufkäfer		1		1
	Schnecken			1	1
		44	43	54	141
					100,0

4.2.5 DISKUSSION ZUM MONITORING VON *BUXBAUMIA viridis*

Das Populations-Monitoring zeigte, dass die Wachstumssaison von *Buxbaumia viridis* im Nationalpark Kalkalpen im Herbst (Oktober) begann. Von den neuen, grünen Sporophyten überlebten 80% bis zum nächsten Frühjahr. Wie die Ergebnisse der Wildkameras zeigen, dürfte ein Großteil der fehlenden Kapseln von Mäusen gefressen worden sein. Von Juni bis August wurden weitere 50% der Kapseln gefressen, und bis zum Oktober blieben maximal 5% der Kapseln erhalten. Das heißt, dass die Lebensdauer einer Kapsel meist nicht mehr als ein Jahr dauerte, vielfach aber deutlich kürzer war. Die meisten Kapseln wurden offensichtlich von Kleinsäufern gefressen, der Anteil an Schnecken, welche in der Literatur immer wieder als Räuber genannt werden, ist zumindest im Nationalpark Kalkalpen gering. Kleinsäuger, aber auch Vögel scheinen aber nicht nur Prädatoren der Kapseln, sondern auch bedeutsame Vektoren der Sporen zu sein und ermöglichen so die Besiedelung auch weiter entfernter Totholzstämme und Strünke (Kropik et al., 2020).

Zahlreiche Fundpunkte von *B. viridis* aus den Jahren 2016/2017 stammen von Strünken von Fichten, welche die Folge von Schlägerungen vor Einrichtung des Nationalparks sind. Sie lieferten in den letzten Jahren gut geeignete Substrate. Allerdings sind sie meist gleich alt, was bedeutet, dass mit dem Erreichen ihres Zerfallsalters alle Strünke mehr oder weniger gleichzeitig für eine Besiedelung ausfallen – adäquate Alternativen fehlen dann in solchen Wäldern, wenn kein anderes Totholz zur Verfügung steht. Dies zeugt von der Bedeutung regelmäßig anfallenden Totholzes mit unterschiedlichen Zersetzungsstadien, weil nur dadurch an einem Standort das Überleben einer kontinuierlichen Population von *B. viridis* gewährleistet werden kann. Der Vergleich der Standorte Kreuzau mit der Groissn zeigt dies besonders schön. Im Fichtenforst Kreuzau lag neben den nun bereits völlig zerfallenen Strünken kein weiteres Totholz vor – in diesem Bestand kam es zu einem dramatischen Rückgang der *B. viridis*-Populationen. In der Groissn sind ebenfalls praktisch fast alle Fundpunkte (= Strünke) der Untersuchungsjahre 2016/2017 und ihre Populationen ausgefallen, allerdings fanden sich hier noch sehr schöne Populationen auf liegendem Totholz unterschiedlicher Zersetzung, welche die Kontinuität der Populationen auf diesem Standort gewährleisten.

Neben der Verfügbarkeit von Totholz ist ein wichtiger Grund für die großen Populationen im Nationalpark das adäquate Mikroklima an den Totholzstämmen. Wie die Messungen mittels data-logger zeigten, lag der Durchschnitt der gemessenen Luftfeuchtigkeit auch im Sommerhalbjahr zumeist über 85%. Dies ist auch bemerkenswert, als der Sommer 2019 kein besonders regenreicher war. Die hohe Luftfeuchtigkeit ist enorm und ist ein maßgeblicher Faktor für das Überleben von *Buxbaumia viridis*. Dicke Stämme scheinen das Wasser effizient zu speichern, aber wie das Beispiel der Kreuzau zeigt, sind auch dicke alte Strünke als Habitat gut geeignet.

4.3 SCAPANIA *carinthiaca* J.B. JACK EX LINDB.

Die von *Scapania carinthiaca* besiedelten Tothölzer aus den Jahren 2016 und 2017 waren alle (!) im Jahr 2019 nicht mehr vorhanden. In der Kulisse war das Totholz abgeschwemmt worden und der Standort nächst der Groissn-Alm war durch Hangrutschung schwer beschädigt worden (Abb. 12).



Abb. 12. Ehemaliger Standort von *Scapania carinthiaca* in der Groissn, durch eine Hangrutschung verschwunden.

4.3.1 MONITORINGFLÄCHEN

MONITORINGFLÄCHE AN DER KRUMMEN STEYERLING

Südlich dem Jagahäusl an der Krummen Steyerling wurde ein neuer Standort von *Scapania carinthiaca* gefunden und als Monitoringfläche im Juli 2019 eingerichtet. Mehrere Populationen besiedelten mäßig zersetztes Buchentotholz in kurzer Entfernung vom Bach. Maximal der untere Teil des Stammes lag im Überschwemmungsbereich. Der Trägerbaum war durch Ulmen, Bergahorn und einigen Hochstauden mäßig beschattet.

Details zur Monitoringfläche Krumme Steyerling:

ID 2016/17: neu

Standort: Schluchtwald (Ulmo-Aceretum) (Abb.13)

Koordinaten: 14,39768 // 47,78424

Kronendeckung: 80%

Totholz: Buche, teilweise berindet, liegend

Zersetzungsstufe: 2

Länge: 11m

Durchmesser: 45 cm

Hangneigung: 30°

Entfernung Gewässer: 5m

Anzahl Teilpopulationen: 7

Von *S. carinthiaca* besiedelte Gesamtfläche: 10 cm²



Abb. 13. Buchentotholz am Steilufer zur Krummen Steyerling NS des Jagahäusl mit größerer Population von *Scapania carinthiaca*.

Am gegenüberliegenden Ufer wurde auf einem kurzen Totholzstück direkt am Bach ebenfalls eine sehr kleine Population (max. 30 Individuen) von *Scapania carinthiaca* gefunden (Abb. 14).

Die Populationen waren über die gesamte Beobachtungsperiode hinweg vorhanden, Teile der Population wurden aber am Ende des Beobachtungszeitraumes von anderen, stärker

wüchsigen Moosen bereits überwachsen. Es ist davon auszugehen, dass *Scapania carinthiaca* in ein bis zwei Jahren an diesem Standort verschwunden ist. Ein Abschwemmen des Totholzes ist an diesem Standort nicht zu befürchten, da der Stamm außerhalb des Überschwemmungsbereiches liegt.



Abb. 14. Buchentotholz in typischer Lage an der Krummen Steyerling mit kleiner Population von *Scapania carinthiaca*.

MONITORINGFLÄCHE IN DER HASELSCHLUCHT

Scapania carinthiaca wurde bereits von Schlüsslmayr (2005) in der Haselschlucht gefunden, damals auf der Wurzel eines lebenden Baumes. Der gegenständliche Fund vom Juni 2020 schließt hier an und zeigt die Mobilität der Art, wenn genügend adäquate Kleinstandorte vorhanden sind. Die Größe der Population an diesem Standort war beträchtlich.

Details zur Monitoringfläche Haselschlucht:

ID 2016/17: neu

Standort: Schluchtwald (Ulmo-Aceretum) (Abb. 15)

Koordinaten: 14,46839 // 47,76987

Kronendeckung: 50%

Totholz: Wurzelstock

Zersetzungsklasse: 2

Länge: 50cm

Durchmesser: 45 cm

Hangneigung: 0°

Entfernung Gewässer: 3m

Anzahl Teilpopulationen: 2

Von *Scapania carinthiaca* besiedelte Gesamtfläche: 10 cm²

Die Art kam am Wurzelstrunk gemeinsam mit folgenden Moosen vor: *Sanionia uncinata*, *Scapania nemorea*, *S. umbrosa*, *S. aequiloba*, *Lejeunea cavifolia*, *Rhizomnium punctatum*, *Riccardia palmata*, *Fissidens dubius* und *Jungermannia leiantha*.



Abb. 15. Standort von *Scapania carinthiaca* in der Haselschlucht.

4.3.2 ZUSAMMENFASSUNG DER MONITORINGERGEBNISSE

Das Monitoring von *Scapania carinthiaca* hat gezeigt, dass diese Art nur mittelfristig einen Standort besiedelt und immer wieder auf neue Standorte ausweichen muss. Die Art wird

einerseits von konkurrierenden, stärker wüchsigen Moosen überwachsen (z.B. an der Monitoringfläche Krumme Steyerling) andererseits durch die Zerstörung, meist Abschwemmung, des Totholzes verdrängt. Der Ausfall aller von den aus den Jahren 2016/2017 bekannten Populationen sowie die Neufunde dieser Zielart an anderen Stellen zeigt die unglaubliche natürliche Dynamik der Standorte von *S. carinthiaca*. Von *S. carinthiaca* besiedeltes Totholz liegt fast immer an Bächen und wird bei Hochwässern umgelagert oder mitgerissen, was letztendlich zum Verlust der Populationen führt. Da die Art starke vegetative Vermehrung über Gemmen zeigt, ist aber das Potential zur Neubesiedelung vorhanden. Dies unterstreicht die Bedeutung von adäquatem, regelmäßig vorkommendem Totholz an Bächen. Wenn innerhalb eines Standortes bachnahes Totholz regelmäßig vorhanden ist, scheint die Art auch viele Jahre dort zu überdauern, als Beispiel kann hier die Haselschlucht genannt werden.

Auch wenn die Zahl der Fundpunkte in Österreich von *Scapania carinthiaca* in den letzten drei Jahren durch die Autoren dieser Studie deutlich gestiegen ist, ist *Scapania carinthiaca* europaweit noch immer sehr selten (Schröck et al. 2019). Die Verantwortlichkeit des Nationalpark Kalkalpen gegenüber dieser Art ist demnach sehr groß.

5 SELTENE TOTHOLZMOOSE

5.1 *HYPNUM fertile* SENDTN.

Hypnum fertile (Abb. 16) konnte im Nationalpark Kalkalpen im Rahmen dieser Studie an drei neuen (*) und zwei bekannten Standorten (Schlüsslmayer 2005) nachgewiesen bzw. bestätigt werden:

- 1) In unmittelbarer Nähe des Monitoringstandortes von *Scapania carinthiaca* (*)
- 2) An entrindeten Baumstämmen direkt neben der Forstraße S des Jagahäusl (*) – die Bäume an diesem Standort waren 2020 bereits wieder entfernt worden.
- 3) In unmittelbarer Nachbarschaft zum großen Besucher-Parkplatz im Bodinggraben (*)
- 4) Haselschlucht - 3 (neue) Standorte
- 5) Weißenbachgraben

Die Art ist eine Pionierart auf Totholz und daher immer wieder auf frische Totholzstämme angewiesen. Durch ihre reiche Kapselbildung (Name!) produziert sie laufend Sporen, die neue Standorte bei Verfügbarkeit von entsprechendem Totholz auch erreichen können. Die Art ist aber trotz ihrer Größe und den zumeist größeren Beständen offensichtlich konkurrenzschwach und wird in der Totholzsukzession früh überwachsen. Außerdem ändern sich die autökologischen Bedingungen auf den zerfallenden Stämmen und die Art

verschwindet. Aufgrund der sehr speziellen Standortansprüche (hohe Luftfeuchtigkeit, etwas wärmeliebend) ist sie im Nationalpark Kalkalpen offensichtlich auf Tallagen beschränkt. Optimale Bedingungen scheinen im Nationalpark Kalkalpen sowohl im Bodinggraben als auch am Großen Bach und seinen Seitenbächen vorzuliegen. C. Schröck hat im Rahmen des OÖ Artenschutzprojektes ebenfalls zwei Monitoringflächen am Großen Bach (mdl. Mitt.).

Hypnum fertile gehört europaweit zu den seltensten und am meisten gefährdeten Arten (Sablojevic 2019). Die Verantwortlichkeit des Nationalpark Kalkalpen dieser gefährdeten Art ist sehr groß.



Abb. 16. *Hypnum fertile* mit zahlreichen Sporophyten (Name der Art!) auf Buchentotholz an der Krummen Steyerling.

5.2 *DICRANUM viride* (SULL. & LESQ.) LINDB.

Vorkommen und Verbreitung von *Dicranum viride* sind in Zechmeister et al. (2017) umfassend dokumentiert. Zusätzlich soll noch ein schöner, sehr großer Bestand genannt werden.

Entlang der Forstrasse kommend, gibt es am Anfang der Blumauer-Alm (gleich hinter dem Gatter zur Alm) einen wunderschönen, alten Buchenbestand, der durch Waldweide geprägt und somit weitgehend frei von Verjüngung im Unterholz ist.

Hier fanden sich auf einer größeren Anzahl von Buchen schöne Populationen von *Dicranum viride*. Die Populationsgrößen an den einzelnen Bäumen reichten von wenigen kleinen Polstern (ca. 100 cm²) bis hin zu Beständen mit einer Fläche von mehr als einem halben Quadratmeter. Ein besonders auffälliger Bestand ist gleich neben dem Schranken zur Blumauer-Alm (Abb. 17).



Abb.17. Schöner Bestand von *Dicranum viride* auf Buche am Eingang zur Blumauer Alm.

6 ERSTNACHWEIS DER FFH-ART *MANNIA triandra* FÜR DEN NATIONALPARK KALKALPEN

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchungen konnte durch Zufall eine weitere Art des Anhang II der FFH-Richtlinie gefunden werden: *Mannia triandra* (Scop.) Grolle (Abb. 18). Der Fund stellt einen Erstnachweis der Art für das Gebiet des Nationalpark Kalkalpen dar.

Mannia triandra besiedelt Felsnischen oder nach oben abgeschirmte kalkreiche Rohböden. Sie hat eine sehr enge ökologische Nische und bevorzugt sehr warme, luftfeuchte aber nicht nasse Pionier-Standorte.

Die Art ist europaweit gefährdet (Sabovljevic et al. 2019b) und kommt in Oberösterreich außerhalb des Nationalparks selten und punktuell vor, vor allem an den Konglomerat-Ufern der Flüsse Steyr und Enns. Insgesamt gibt es aber nur wenige bekannte Fundpunkte.

Der erste gegenständliche Fund im Nationalpark lag am Großen Bach, an einer Straßenböschung beim Rastplatz mit dem Metallluchs. Eine durch den Erstfund ausgelöste Nachsuche lieferte einen zweiten Fundpunkt an einer Felsmauer nächst der Mündung des Haselbaches in den Schwarzen Bach (Abb. 19).

Da *Mannia triandra* im Nationalpark vermutlich noch öfter vorkommen könnte, wird eine gezielte Nachsuche an geeigneten Standorten bzw. ein Monitoring dieser FFH-Art im Gebiet dringend empfohlen. Dies entspräche auch den Richtlinien nach § 11 der FFH-Richtlinie.



Abb. 18. Bestand des thallosen Lebermooses *Mannia triandra*, einer FFH-Art, im Nationalpark Kalkalpen.



Abb. 19. Standort von *Mannia triandra* im Nationalpark Kalkalpen.

7 KONSEQUENZEN AUS DER VORLIEGENDEN UNTERSUCHUNG FÜR DEN NATIONALPARK KALKALPEN

Aus der gegenständlichen Untersuchung lassen sich einige Konsequenzen für die Nationalparkverwaltung ableiten. Die Maßnahmen und Konsequenzen sind ihrer Dringlichkeit nach gereiht.

1) Erfassung und Monitoring der Bestände von *Mannia triandra*

Mannia triandra ist eine Art des Anhang II der FFH-Richtlinie, ihr Vorkommen im Nationalpark Kalkalpen wurde im Zuge dieser Untersuchungen erstmals bestätigt, es handelte sich um einen Zufallsfund. Da *Mannia triandra* im Nationalpark aus standörtlichen und klimatischen Gründen vermutlich noch öfter vorkommen könnte, wird eine gezielte Nachsuche an geeigneten Standorten bzw. ein Monitoring dieser FFH-Art im Gebiet dringend empfohlen. Dies entspräche auch den Richtlinien nach § 11 der FFH-Richtlinie.

2) Regelmäßiges Monitoring der FFH-Moosarten

Entsprechend den Verpflichtungen nach § 11 der FFH-Richtlinie, sollte es alle 6 Jahre ein Monitoring der FFH-Moosarten geben, um den günstigen Erhaltungszustand zu kontrollieren. Dies ist umso wichtiger, als im Nationalpark Kalkalpen maßgebliche Populationen dieser Arten vorkommen und der Nationalpark Kalkalpen somit für alle diese Arten eine hohe Verantwortlichkeit, auch in Bezug auf ganz Österreich, hat. Da Moose in Österreich nicht im Regelsystem des Art. 11 Monitorings untersucht werden, sollte der Nationalpark diese wichtige Funktion in seinem Gebiet übernehmen.

Dies ist besonders bei den „mobilen“ Arten wie *Scapania carinthiaca*, *Buxbaumia viridis* und *Mannia triandra* wichtig, weil hier gegebenenfalls Management-Maßnahmen ergriffen werden müssen. Im Falle von *Buxbaumia viridis* muss auch aufgrund klimabedingter Veränderungen (u.a. Ausfall der Fichte, Borkenkäfer-Kalamitäten) und aufgrund der natürlichen Bestandesentwicklung der Buche mit starken Veränderungen der Populationsgrößen gerechnet werden.

3) Zusammenarbeit mit BryologInnen vor Räumungen von bachnahe Totholz

Scapania carinthiaca wächst fast ausschließlich auf bachnahe Totholz. Dieses wird aber zur Verhinderung von Verklausungen immer wieder entfernt. Vor solchen Maßnahmen sollten BryologInnen kontaktiert werden, welche die Stämme auf Vorkommen der FFH-Art *S. carinthiaca* bzw. des extrem seltenen Moores *Hypnum fertile* untersuchen, um allenfalls von einer Entfernung Abstand zu nehmen oder die betroffenen Stämme an adäquate Alternativstandorte zu versetzen.

4) Fortsetzung eines regelmäßigen Monitorings der N-Depositionen

Da die N-Depositionen vor allem in den Hochlagen beträchtlich sind, sollten auch hier alle 5-10 Jahre Überprüfungen stattfinden. Nur so können allenfalls geeignete Maßnahmen rechtzeitig ergriffen werden.

8 LITERATUR

- Aneja, V.P., Roelle, P.A., Murray, G.C., Southerland, J., Erisman, J.W., Fowler, D., Asman, W.A.H. & Patni, N. 2001. Atmospheric nitrogen compounds II: emissions, transport, transformation, deposition and assessment. *Atmospheric Environment* 35: 1903–1911.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J. G. M. 1998. The effects of air-born nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717–738.
- Harmens, H., Norris, D.A., Cooper, D.M., Mills, G., Steinnes, E., Kubin E., Thöni L, Aboal, J.R., Alber R, Carballeira, A., Coşkun, M., De Temmerman L, Frolova M, Frontasevya, M., González-Miqueo, L., Jeran Z, Leblond S, Liiv S, Maňková B., Pesch R., Poikolainen, J., Rühling, A., Santamaría J., Simonele, P., Schröder W., Suchara I., Yurukova L, & Zechmeister HG. 2011. Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental Pollution*, 159: 2852-2860.
- Harmens, H., Schnyder, E., Thöni, L., Cooper, D.M., Mills, G., Leblond, S., Mohr, K., Poikolainen, J., Santamaria, J., Skudnik, M., Zechmeister, H.G., Lindroos, A.J. & Hanus-Ilmar, A. 2014. Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and bulk atmospheric nitrogen deposition in selected European countries. *Environmental Pollution* 195: 50-59
- Heaton, T. H. E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem. Geol.* 59: 87–102
- ICP Vegetation 2015. Monitoring of atmospheric deposition of heavy metals, nitrogen and POP's in Europe using bryophytes. Monitoring Manual. ICP Vegetation. Bangor, Dubna.
- Kropik, M., Zechmeister, H. G., Fuxjäger, C. 2020. The Fate of Bryophyte Sporophytes—Phenology and Vectors of *Buxbaumia viridis* in the Kalkalpen National Park, Austria. *plants*, 9, 1320. <https://www.mdpi.com/2223-7747/9/10/1320/pdf>
- Krupa, S. V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution* 124: 179-221.
- Meyer, M., Schröder, W., Nickel, S., Leblond, S., Lindroos, A., Mohr, K., Poikolainen, J., Santamaria, S., Skudnik, M., Thöni, L., Beudert, B., Dieffenbach-Fries, H., Schulte-Bisping, H. & Zechmeister, H.G. 2015. Relevance of Canopy Drip for the Accumulation of Nitrogen in Moss used as Biomonitors for Atmospheric Nitrogen Deposition in Europe. *Science of the Total Environment* 538: 600-610.
- McLeon, C.J., Van den Berg, J.L., Ashmore, M. & Preston, C.D. 2011. Atmospheric nitrogen deposition explains patterns of plant species loss. *Global Change Biology* 17: 2882-2892.
- Pitcairn, C., Fowler, D., Leith, I., Sheppard, L., Tang, S., Sutton, M. & Famulari, D. 2006. Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 144: 941–950
- Sabovljevic, M., Blockeel, T., Hallingbäck, T., Ignatov, M., Papp, B., Schröck, C. & Söderström, L. 2019a. *Hypnum fertile* (errata version published in 2019). *The IUCN Red List of Threatened*

Species 2019: e.T87462920A156115010. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T87462920A156115010.en>. Downloaded on 16 February 2020.

Sabovljevic, M., Papp, B., Blockeel, T., Ignatov, M., Hallingbäck, T., Schröck, C. & Söderström, L. 2019. *Mannia triandra*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019b. e.T87531813A87777551. Downloaded on 01 September 2020.

Schröck, C., Köckinger, H. & Schlüsslmayr, G. 2014. Katalog und Rote Liste der Moose Oberösterreichs. *Stapfia* 100, 249 p

Schröck, C., Bisang, I., Caspari, S., Hedenäs, L., Hodgetts, N., Kiebacher, T., Kučera, J., Ștefănuț, S. & Vana, J. 2019. *Scapania carinthiaca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T87523480A87741209. Downloaded on 04 August 2020.

Skudnik, M., Jeran, Z., Batic, F., Simoncic, P., Lojen, S. & Kastelec, D. 2014. Influence of canopy drip on the indicative N, S and d15N content in moss *Hypnum cupressiforme*. *Environmental Pollution* 190: 27-35

Umweltbundesamt 2015. Anderl, M.; Gangl, M.; Haider, S.; Mandl, N.; Moosmann, L.; Pazdernik, K.; Poupă, St.; Purzner, M.; Schieder, W.; Stranner, G.; Tista, M. & Zechmeister, A.: Emissionstrends 1990–2013. Reports, Bd. REP-0543. Umweltbundesamt, Wien. S.1-119.

Wiklund K. 2002. Substratum preference, spore output and temporal variation in sporophyte production of the epixylic moss *Buxbaumia viridis*. *Journal of Bryology* 24: 187–195

Wiklund, K. 2003. Phosphorus concentration and pH in decaying wood affect establishment of the red-listed moss *Buxbaumia viridis*. *Can. J. Bot.* 81: 541-549.

ZAMG. 2020. Spartacus.

<https://www.zamg.ac.at/cms/de/forschung/klima/klimatografien/spartacus> [20.02.2020]

Zechmeister, H. G., Dirnböck, T., Hülber, K. & Mirtl, M. 2007. Assessing airborne pollution effects on bryophytes - Lessons learned through long-term integrated monitoring in Austria. *Environmental Pollution* 147: 696–705

Zechmeister, H.G., Hohenwallner, D., Hanus-Illnar, A., Roder, I. & Riss, A. 2009. Schwermetalldepositionen in Österreich – erfasst durch Biomonitoring mit Moosen. (Aufsammlung 2005). Report des Umweltbundesamtes Wien 0201. ISBN 3-85457-999-3

Zechmeister, H.G.; Hohenwallner, D.; Smidt, S.; Roder, I.; Maringer, S.; Richter, A. & Wanek, W. 2008. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures in moss tissue - reliable indicators for N deposition patterns and source allocation on a nationwide scale? *Environmental Science and Technology* 42: 8661–8667.

Zechmeister, H.G., Kropik, M. & Schröck, C. 2017a. Erfassung der Moose im Anhang II der FFH-Richtlinie im Nationalpark Kalkalpen. Bericht. Nationalpark Kalkalpen. Molln. 31 S.

Zechmeister H., Kropik M., Moser D., Denner M., Hohenwallner D., Hanus-Illnar A., Scharf S., Riss A. & Mirtl M. 2017b. Schwermetalldepositionen in Österreich – erfasst durch Biomonitoring mit Moosen. (Aufsammlung 2015). Report des Umweltbundesamtes Wien 0595. ISBN 978-3-99004-409-4.

9 ANHANG

Der Anhang beinhaltet Grafiken zur Entwicklung der einzelnen Sporophyten von *Buxbaumia viridis* im Zeitraum von 2019_06 bis 2020_08. Weiters finden sich exemplarische Fotos von (Teil-)Populationen mit den jeweiligen Angaben zum Zeitpunkt der Aufnahme.

Anhang 1: Legende zu den detaillierten Darstellungen des Vorkommens einzelner Sporophyten von *Buxbaumia viridis* in den Monitoringflächen

Anhang 2: Monitoringfläche Geißlucke, Population 1

Anhang 3: Fotos zu Monitoringfläche Geißlucke, Population 1

Anhang 4: Monitoringfläche Geißlucke, Population 2

Anhang 5: Fotos zu Monitoringfläche Geißlucke, Population 2

Anhang 6: Monitoringfläche Groissn 1

Anhang 7: Fotos zu Monitoringfläche Groissn 1

Anhang 8: Monitoringfläche Groißn 2

Anhang 9: Fotos zu Monitoringfläche Groissn 2

Anhang 10: Monitoringfläche Groißn 3, Population 1

Anhang 11: Fotos zu Groißn 3, Population 1

Anhang 12: Monitoringfläche Groißn 3, Population 2

Anhang 13: Fotos zu Groißn 3, Population 2

Anhang 14: Monitoringfläche Kreuzau



















Anhang 15: Fotos zu Monitoringfläche Kreuzau

Anhang 16: Monitoringfläche Trämpl

Anhang 17: Fotos zu Monitoringfläche Trämpl

Anhang 1

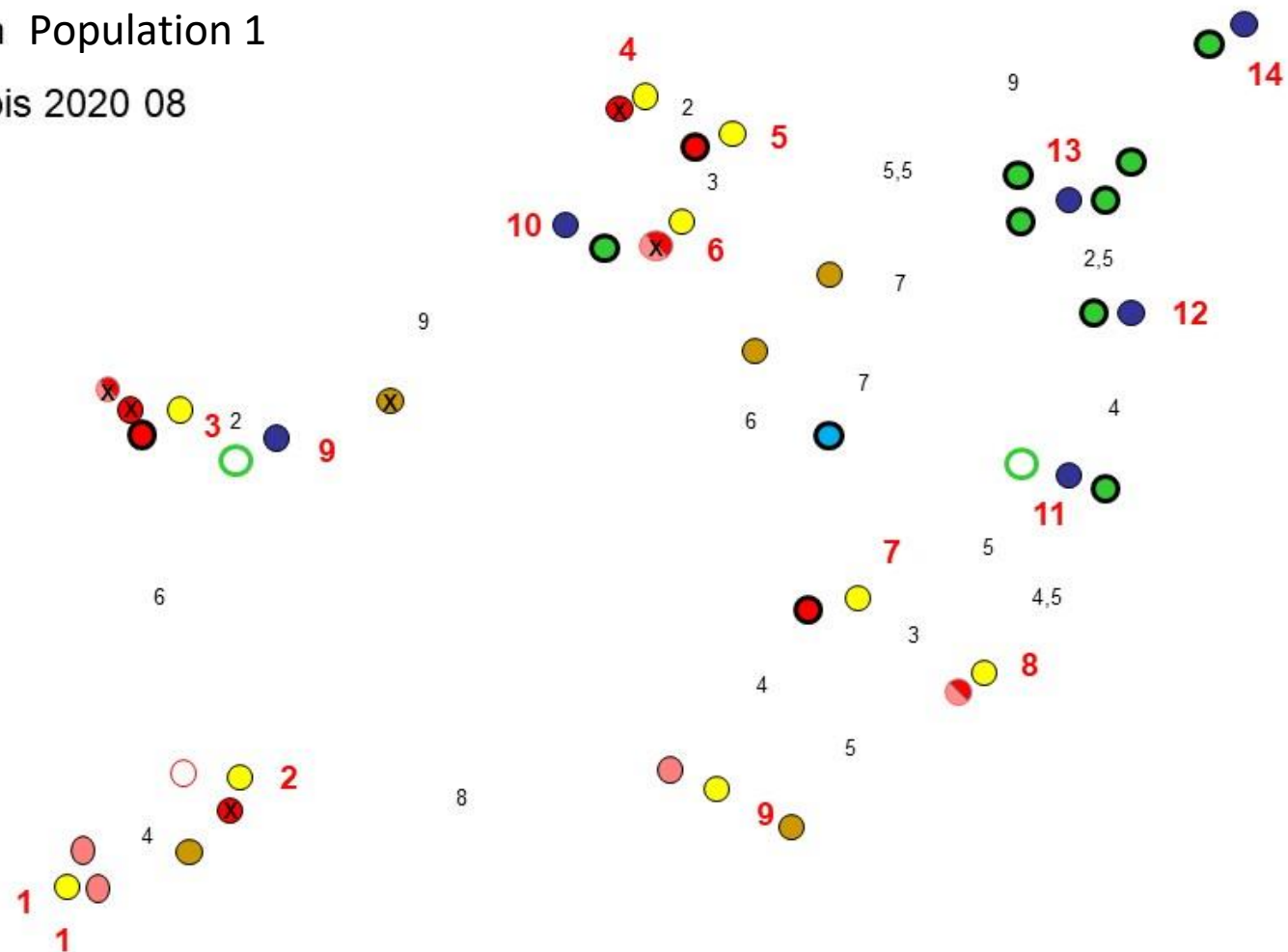
Legende zu den Monitoringflächen

-  Sporophyt von 06
 -  Sporophyt von 06 ist 08 noch vorhanden, ab 10 zur Gänze verschwunden
 -  Sporophyt von 06 bereits 08 zur Gänze verschwunden
 -  Sporophyt neu 2019_10
 -  Sporophyt neu 2020_06
 -  Sporophyt von 2019_10 zur Gänze verschwunden
 -  Seta von Sporophyt 10 ab Juni 2020 ohne Kapsel
 -  Seta von Sporophyt 06 ab Juni 2020 ohne Kapsel
 -  Seta von Sporophyt 06, 08 noch mit Kapsel, ab 10 ohne Kapsel
 -  Seta von Sporophyt 06/2020
 -  Seta von Sporophyt 06, bereits 08 verschwunden
 -  Seta, bereits 06 als Seta
 -  Sporophyt neu 2020_08
 -  Seta von Sporophyt 2020_06 ab August 2020 ohne Kapsel
 -  Sporophyt von 2020_06 zur Gänze verschwunden
- X** Sporophyt/Seta mit einer Signatur von vorherigen DG im Juni 2020 ganz verschwunden
-  Nagel gelb 2019 06
 -  Nagel rot 2019 10
 - 7 Entfernung zwischen Nägel
 -  data-logger

Anhang 2

Goasluckn Population 1

2019 06 bis 2020 08



Anhang 3

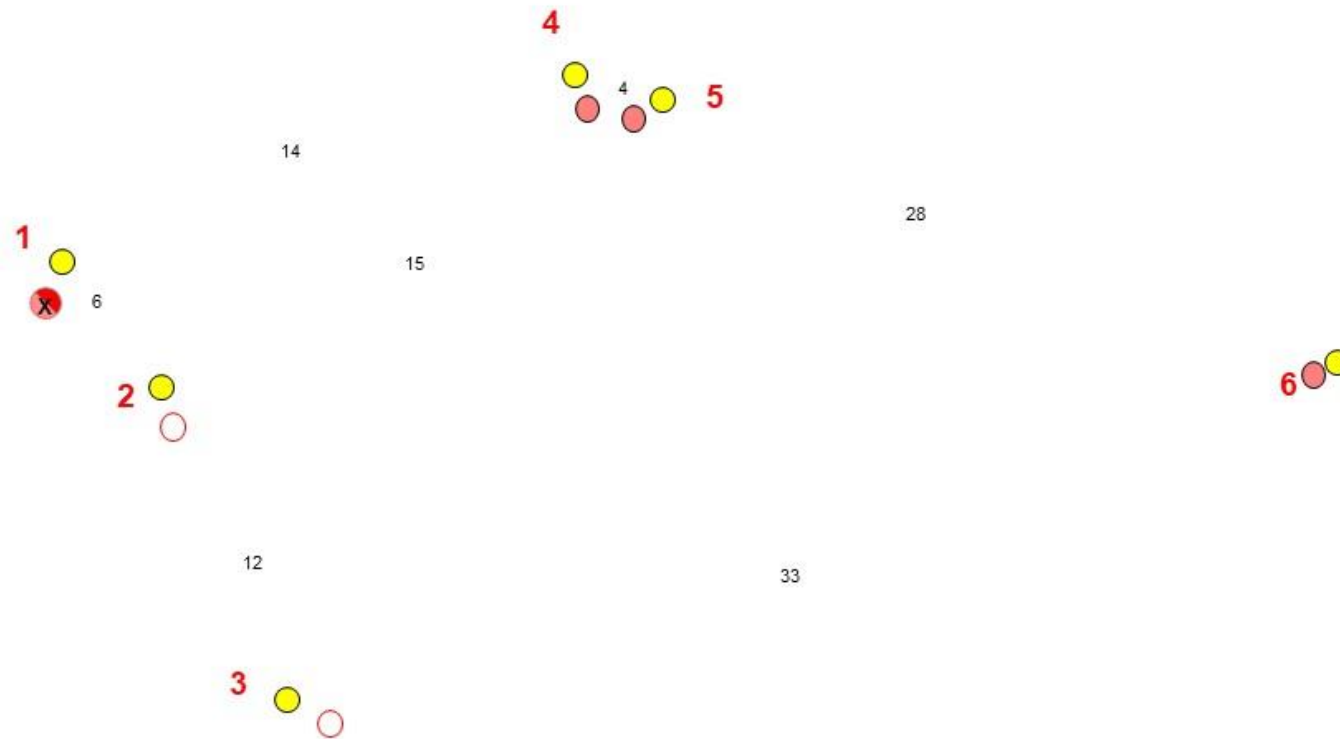
Goasluckn Population 1 | 11 bis 14

2019_10



Anhang 4

Goasluckn Population 2
2019 06 bis 2020 06



Anhang 5

Goasluckn Population 2

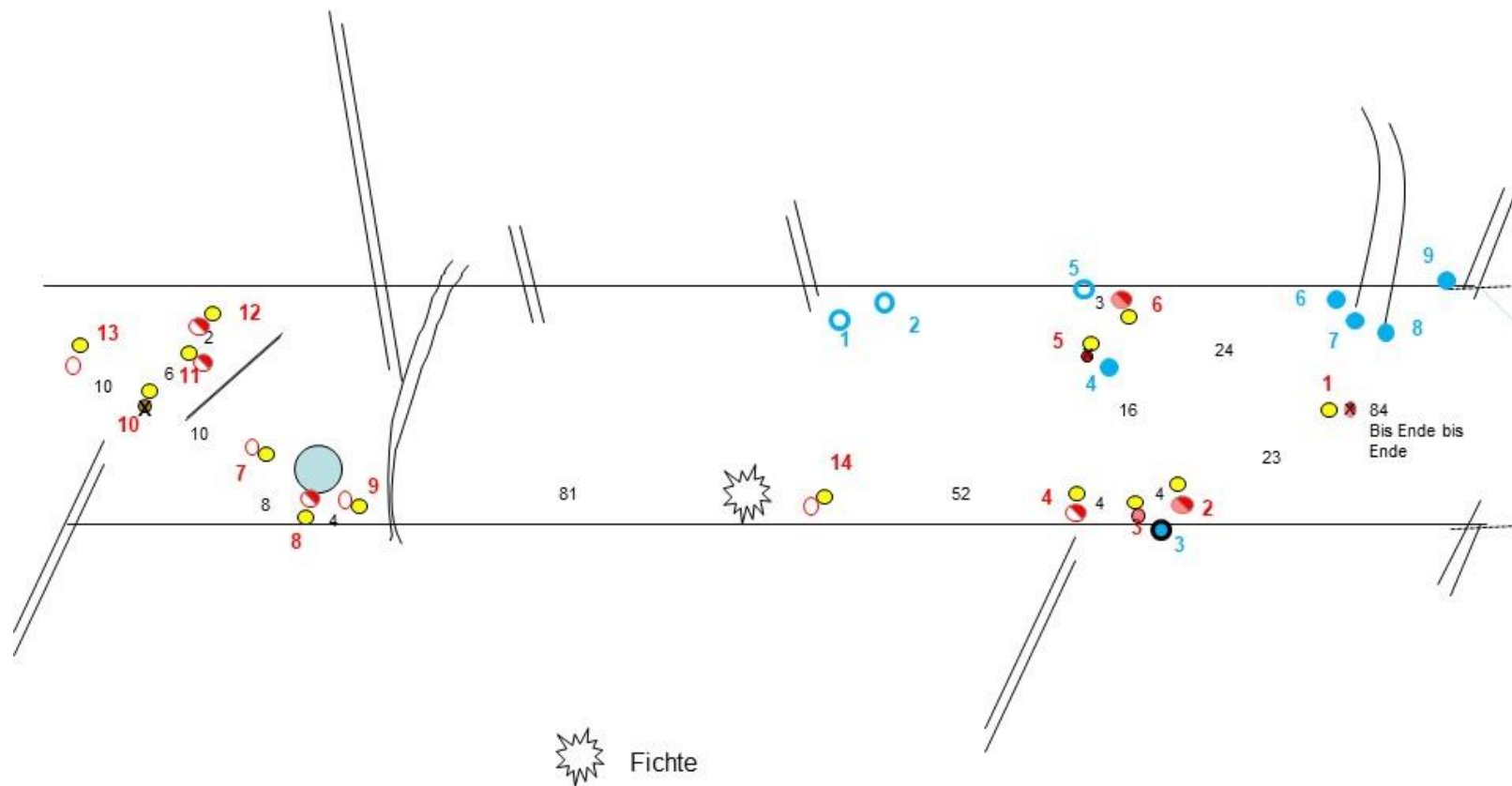
2019_08



Anhang 6

Groisn 1

2019 06 bis 2020 06



Anhang 7

Groisn 1

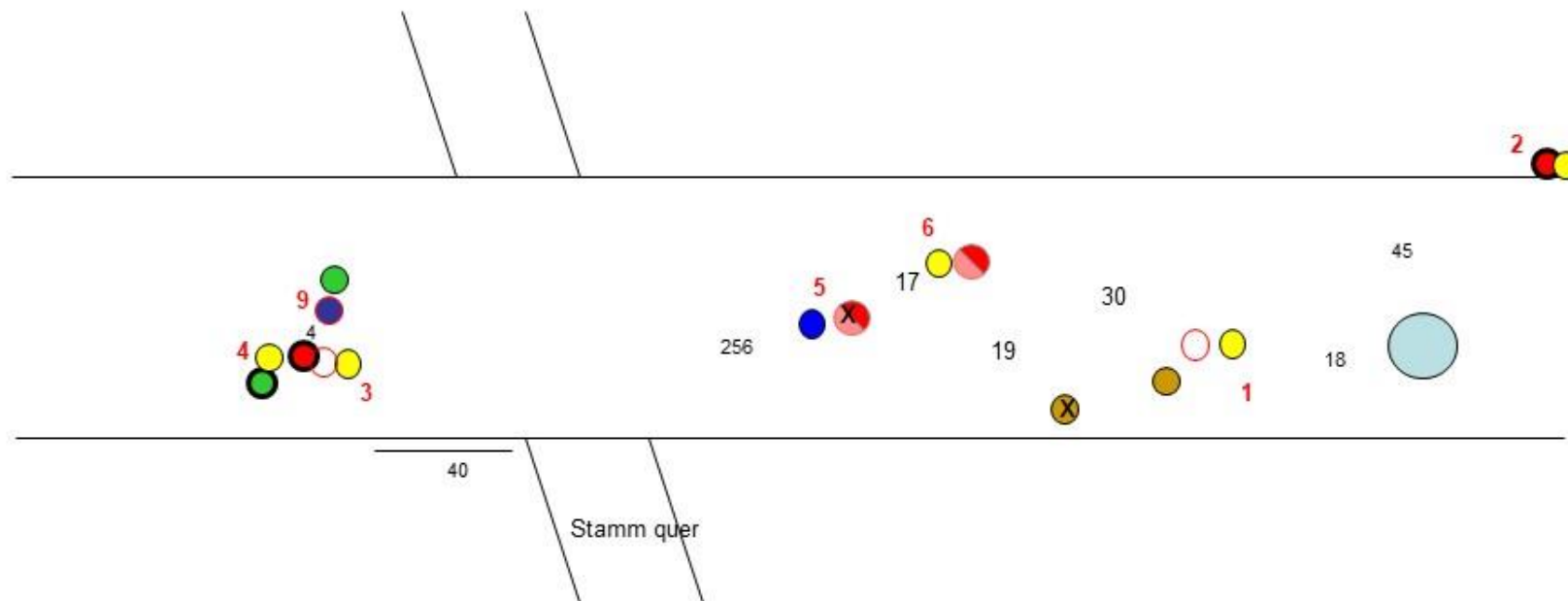
2020 08



Anhang 8

Groissn 2

2019 06 bis 2020 08



Anhang 9

Groissn 2

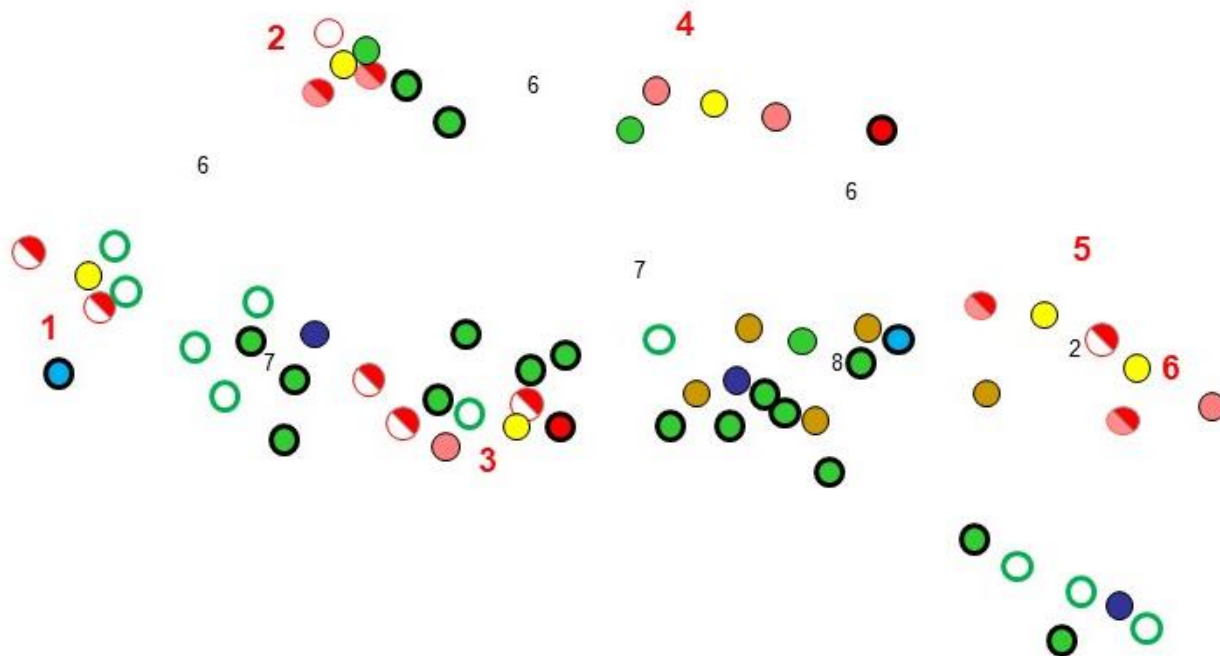
2019_10



Anhang 10

Groissn 3 Population 1

2019 06 bis 2020 08

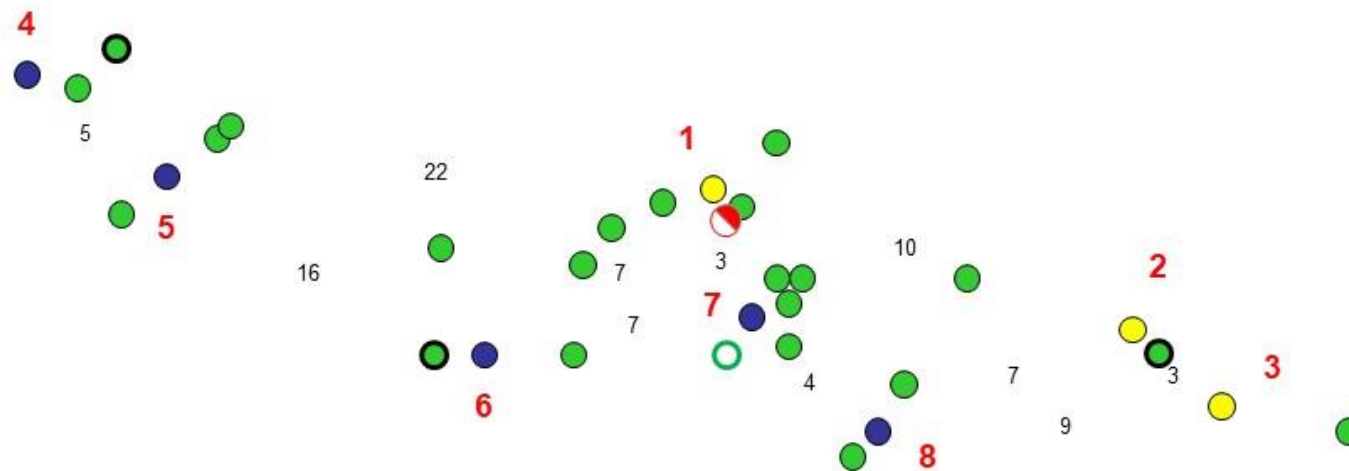




Anhang 12

Groissn 3 , Population 2

2019 06 bis 2020 08



Anhang 13

Groissn 3 Population 2

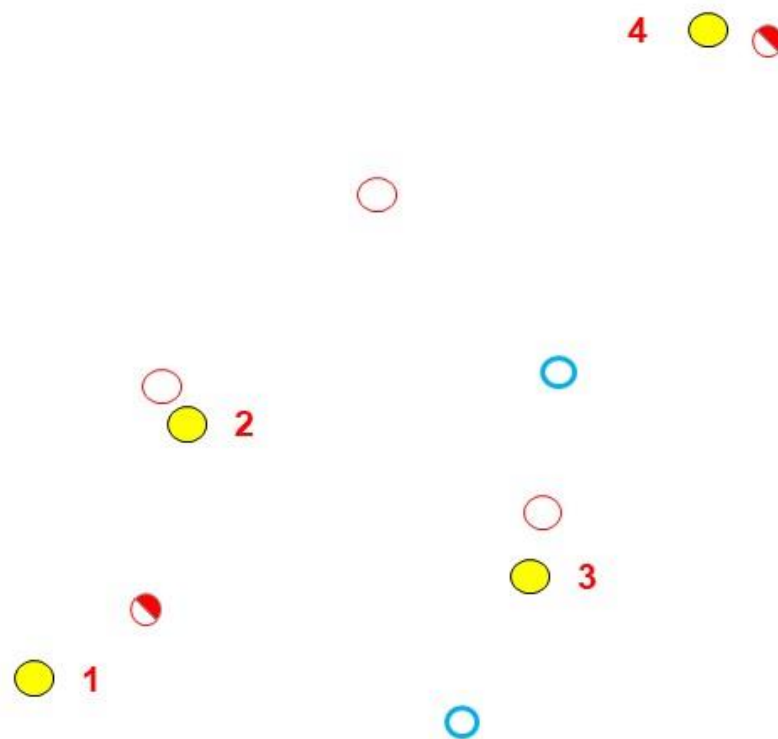
2019 10



Anhang 14

Kreuzau

2019 06 bis 2020 08



Anhang 15

Kreuzau

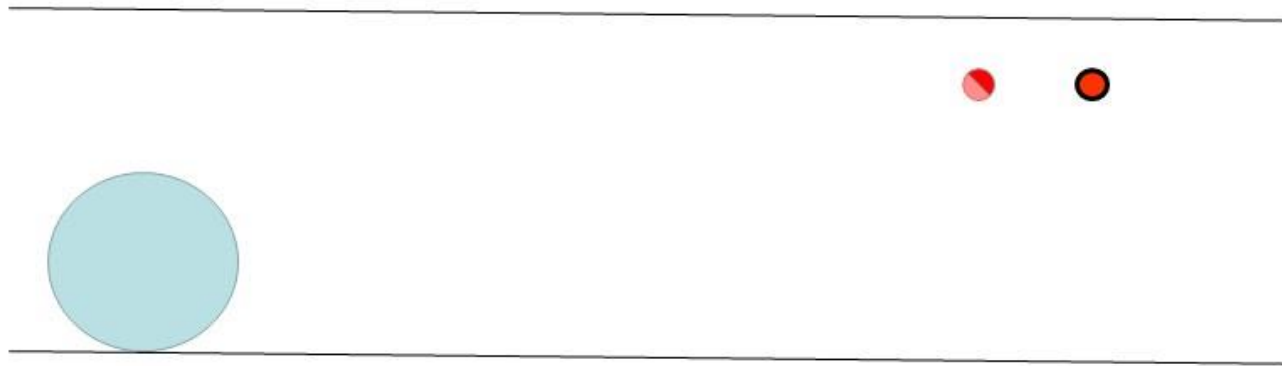
2020_06



Anhang 16

Trämpl

2019 06 bis 2020 08



Anhang 17

Trämpl

2020_06

