

Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V.

FREIBURG IM BREISGAU
BAND 23 (NF), 2021

SCHRIFTLEITUNG
GERD SÜSSBIER UND CHRISTOPHER TRAIER



Herstellung: april & tochter Druckerei OHG, Mitscherlichstr. 5, 79108 Freiburg Breisgau
Titelbild: © Achim Mende, Seebuck (Feldberg) mit Feldsee; zu Beitrag Seite 5.

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Übersetzung, Nachdruck,
Vervielfältigung auf fotomechanischem oder ähnlichem Wege
sowie Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen – auch auszugsweise –
nur nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced,
stored in a retrieval system or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, pho-
tocopying, recording or otherwise, without the prior permission of the copyright owner.

© Badischer Landesverein für Naturkunde und Naturschutz e.V.
c/o Museum Natur und Mensch,
Gerberau 32, D-79098 Freiburg Breisgau
schriftleitung@blnn.de
www.blnn.de

ISSN 0067-2858



Inhaltsverzeichnis

Vegetation der Lawinenbahn am „Seebuck“ (Feldberg) im Schwarzwald, Baden-Württemberg	
ALBERT REIF, BARBARA FRIEDRICH, WINFRIED MEIER	Seite 5
Naturnahe Traubeneichenbestände auf Silikat im Westschwarzwald: Standort, Vegetation, Gehölzverjüngung	
GREGOR HYS UND ALBERT REIF	Seite 41
Arthropoden-Biomasse als Indikator – Carabiden und Spinnen einer Langzeitstudie über 33 Jahre	
ANGELIKA KOBEL-LAMPARSKI UND FRANZ LAMPARSKI	Seite 73
Die benthische Algenflora der Elz (Schwarzwald)	
WOLFGANG SCHÜTZ UND LYDIA KING	Seite 83
Flusskrebse im südlichen Kraichgau und im Nordschwarzwald (Bad.-Württ.)	
MARCO REINHARDT UND MICHAEL PFEIFER	Seite 125
Die Deutsche Tamariske (<i>Myricaria germanica</i> (L.) Desv.) am südlichen Oberrhein in Baden (D) und im Elsaß (F): Standort, Vegetation, Populationsentwicklung	
STEPHAN ALEXANDER GRÄBER, LAURA KATHRIN STEINEGGER, HELMER SCHACK-KIRCHNER, WINFRIED MEIER, REINHARD ZIMMERMANN, ALBERT REIF	Seite 139
Selinum pyrenaicum (L.) Gouan im Schwarzwald – Eine neue Art der Flora Deutschlands	
BERND SONNBERGER UND PHILIPPE VERSTICHEL	Seite 169
Wald im Wandel – Über einige Aspekte des Landschafts- und Florenwandels in den Waldgebieten im Raum Mannheim	
THOMAS JUNGHANS	Seite 175
Funde und Befunde bei neueren botanischen Exkursionen ins Gebiet Freiburger Rieselfeld-Dietenbach	
JOACHIM W. BAMMERT	Seite 191
20 Jahre nach dem Orkan „Lothar“ – was davon bleibt	
WOLF HOCKENJOS	Seite 204

Fortsetzung Seite 4



Bücher- und Zeitschriftenschau

Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands

RUDOLF DEILE Seite 208

Artenschutz. Rechtliche Pflichten, fachliche Konzepte,
Umsetzung in der Praxis

RUDOLF DEILE Seite 209

Landwirtschaft und Naturschutzrecht – Beiträge des
13. Deutschen Naturschutzrechtstages in Leipzig

RUDOLF DEILE Seite 210

Die Wanzen Deutschlands, Entdecken – Beobachten – Bestimmen

ALBERT REIF Seite 211

Dr.-Erwin-Sumser-Naturschutzfonds des BLNN e.V. – ein Rückblick

JOSEF GROßMANN Seite 212

Berichtigung Seite 215

Hinweise für Autorinnen und Autoren Seite 216



Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.01	Seiten 5-39	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	-------------	------------------------------------

Vegetation der Lawinenbahn am „Seebuck“ (Feldberg) im Schwarzwald, Baden-Württemberg

ALBERT REIF, BARBARA FRIEDRICH, WINFRIED MEIER

Zusammenfassung

Im Bereich des Feldbergs im Schwarzwald erhalten Schneelawinen bis heute natürliche Offenlandflächen in der ansonsten bewaldeten hochmontanen Stufe. Dort finden sich Primärstandorte für lichtbedürftige, konkurrenzschwache Arten der Hochlagen („Eiszeitrelikte“). Im Entstehungsbereich der Lawine herrschen sehr steile, felsige, feinerdearme Standorte mit kleinflächig wechselnden Mikrostandorten vor. Die Vegetation ist dort geprägt durch artenarme, initiale, bodensaure Magerrasen und Zwergstrauchheiden (Nardo-Callunetea). Unterhalb prägen sehr artenreiche hochmontane Hochgrasfluren den mittleren Bereich der Lawinenbahn (Sorbo-Calamagrostietum). Diese gehen über in den Auslaufbereich der Lawine. Dort kommt die Lawine zum Stillstand, dort werden mitgebrachte erodierte Erd- und Gesteinsmassen sowie Pflanzenteile abgelagert und führen zu relativ tiefgründigen, nährstoffreichen Standorten. Dies ermöglicht die Ausbildung des buschwaldartigen Schluchtweiden-Gebüsches (Salicetum appendiculatae), das von extrem biegsamen, stockausschlagfähigen Gehölzen geprägt wird, insbesondere der Weidenart *Salix appendiculata*, daneben Zwerg-Mehlbeere (*Sorbus chamaemespilus*), Mehlbeere (*Sorbus aria*), Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*). Die unterschiedliche Anpassung dieser Gehölze an Lawinenereignisse spiegelt sich in der spezifischen Wuchsform der Gehölze wider. Der üppige, artenreiche Unterwuchs ist geprägt von subalpinen Hochstauden. Aufgrund der Klimaänderung ist zu erwarten, dass die Lawinenhäufigkeit in den kommenden Jahren abnehmen wird. Dies wird eine Sukzession hin zum Wald zur Folge haben. Angedeutet wird dies bereits heute durch die teilweise hohen Deckungsgrade des Berg-Ahorn in der Baumschicht.

Schlüsselwörter

Nardo-Callunetea, Hochgrasflur, Calamagrostion arundinaceae, Schluchtweiden-Gebüsch, Salicetum appendiculatae.

Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif, B.Sc. Barbara Friedrich, Dr. Winfried Meier, Universität Freiburg, Fakultät für Umwelt und natürliche Ressourcen, Professur für Standorts- und Vegetationskunde, Tennenbacher Str. 4, D-79106 Freiburg. E-Mail: albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de, winfried.meier@waldbau.uni-freiburg.de



Abstract

Vegetation of the avalanche scree on „Feldberg“ Mountain, Black Forest, Baden-Württemberg

Vegetation of the avalanche scree at „Seebuck“ (Feldberg), Black Forest, Baden-Württemberg In the area around the Feldberg, a mountain in the Black Forest of Germany, snow avalanches (snow slides) continue to naturally maintain open areas in the high montane zone that would otherwise be forested. In these unforested openings primary habitat is available for shade intolerant, uncompetitive pioneer species (many ice age relics) typically found at high elevations. The avalanches start at the steep upslope. The shallow, skeleton-rich and nutrient poor soils are heterogeneous with small diverse microsites. They are vegetated with acidic grasslands and dwarf shrub heaths (Nardo-Callunetea). Below this zone, the avalanche track section is found, bearing a species rich, high montane natural grassland (Sorbo-Calamagrostietum). Into this zone snow slides transport soil, rocks, and plant parts. This intermediate zone transitions into the runout zone where the snow comes to a stop. Here soil, rocks, and plant parts are deposited. This deposition results an area of relatively deep soil rich in nutrients which enable the formation of „Krummholz“-like willow thickets (Salicetum appendiculatae). Due to their extreme flexibility and ability to resprout *Salix appendiculata*, dwarf whitebeam (*Sorbus chamaemespilus*), whitebeam (*Sorbus aria*), rowan or mountain ash (*Sorbus aucuparia*), and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*) are the main species. The different adaptation strategies of these shrubby growing tree species to avalanche events is reflected in their growth traits. The abundant, species-rich understory is characterized by tall subalpine forbs. Due to climate change, it is expected, in coming years, that the avalanche frequency will decline allowing natural succession and forests to develop. This is exemplified today by the presence of mountain maple, in patches, with high cover values in the tree layer.

Key words

Nardo-Callunetea, heathland, Calamagrostion arundinaceae, tall grassland, Salicetum appendiculatae.

1. Einleitung

Mitteleuropa wäre von Natur aus zu über 95 % von Wald bedeckt, mit der Rot-Buche (*Fagus sylvatica*; im folgenden „Buche“ genannt) als dominierender Baumart der Wälder. In der Montanstufe ist Buche mit Weiß-Tanne (*Abies alba*; im folgenden „Tanne“ genannt), in der hochmontanen Stufe sowie unter stärker kontinentalen Klimabedingungen zusätzlich mit Fichte (*Picea abies*) vergesellschaftet. Auf basenreichen Böden treten Edellaubholzarten hinzu, in der Montanstufe beispielsweise Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Berg-Ulme (*Ulmus glabra*). Lichtliebende Arten werden in diesen „zonalen“ Wäldern ausgedunkelt. Ihre Wuchsorte in der Naturlandschaft wären Extremstandorte mit reduzierter Deckung der Baumschicht oder natürlich waldfreie Standorte; weiterhin dynamische Standorte, auf denen immer wieder Störungen den sich entwickelnden Wald vernichten (vgl. PICKETT & WHITE 1985). Im gemäßigten Waldklima kommen als natürliche auslösende Störereignisse vor allem Starkregen mit Hochwasser, Erdrutschen und Murgängen, Bergsturz, in den Gebirgen Schneelawinen in Betracht. Da diese Störungen für bestimmte Standorte charakteristisch



sind, schaffen sie jeweils sehr spezifische Lebensräume mit einer spezifischen Ausstattung spezialisierter, oftmals seltener Arten. In einer derartigen „Ungleichgewichtslandschaft“ („non-equilibrium landscape“) stehen Pionier- und Übergangsstadien der Vegetationsentwicklung dauerhaft als Lebensraum zur Verfügung. Bleiben diese Störungen mittelfristig aus, so verändert sich der Lebensraum hin zur klimatischen Schlussgesellschaft, beispielsweise dem Buchen- oder Buchen-Tannen-Wald.

Ein spezifischer Ungleichgewichtslebensraum in schneereichen Gebirgen sind Lawinenbahnen, so in den Alpen (GRABHERR & MUCINA 1993) und an sehr seltenen Orten auch in Mittelgebirgen. Lawinen als prägende Faktoren ermöglichen ein Überleben von lichtliebenden Arten, oftmals Relikten der Eiszeit, in der klimatischen Waldstufe.

Aufgrund der Klimaänderung ist zu erwarten, dass die Häufigkeit und Stärke von Lawinen künftig abnimmt. Dies würde bedeuten, dass die Lawinenbahnen mit der Zeit tendenziell zuwachsen und zu Wald werden. Dies würde den Verlust der natürlichen Wuchsorte von Arten bedeuten, die seit der Eiszeit reliktsch überleben konnten. Um diesen Prozess im Schwarzwald in Form eines Monitoring quantifizieren zu können, ist es sinnvoll den aktuellen Zustand der Vegetation der Lawinenbahn am Seebuck zu erfassen. Diese wird im Unterschied zu den Lawinenbahnen von Osterrain/Zastler Loch nicht durch Aushieb von Gehölzen gepflegt. Ziel der Arbeit ist daher die Dokumentation der Vegetation sowie der Gehölzstruktur dieser Lebensräume. Aufbauend auf den Ergebnissen dieser Untersuchung kann das Gefährdungspotential der glazialreliktischen Pflanzenarten im Schwarzwald eingeschätzt werden, also der Arten mit Schwerpunkt in der subalpinen und alpinen Zone der Alpen. Im Detail wurden folgende Fragen untersucht: Welche Gefäßpflanzenarten und Pflanzengesellschaften kommen in den verschiedenen Lawinenzonen vor? Wie passt sich die Gehölzvegetation an Lawinen an?

2. Standortsbedingungen am Feldberg

Das Untersuchungsgebiet liegt auf dem Feldberg, der mit 1493 m der höchste Berg des Schwarzwalds ist (METZ & SAURER 2012), dort unterhalb des Bismarck-Denkmals auf dem Seebuck in Richtung Feldsee (Nordosthang). Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Feldberg und ist Teil des Waldbiotops „Schluchtweidengebüsch nordöstlich Bismarck-Denkmal“. Geomorphologisch gesehen ist es der obere Bereich der Karrückwand, an deren tiefster Stelle der Feldsee liegt (METZ & SAURER 2012).

Die Gesteine sind relativ basenreiche Gneise (WIMMENAUER 2012). Dies beeinflusst auch die Böden und damit die Flora. Im Entstehungsbereich der Lawine (Abrissbereich) ist kaum Bodenbildung möglich (Rohboden bis Syrosem). Über den mittleren Bereich bis zum unteren Auslaufbereich werden die Böden zunehmend tiefergründiger, dies bei hohem Steingehalt. Hinzu kommt Hangwasserablauf aus der Karmulde bis hin zu Quellaustritten im Auslaufbereich.

Das Klima ist subatlantisch geprägt. Für die Periode zwischen 1961 und 1990 liegt die Jahresdurchschnittstemperatur bei 3,3° C. Das Temperaturmaximum liegt in den Monaten Juli und August und das Temperaturminimum im Januar und Februar.

Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 1911 mm, der zu einem großen Teil als Schnee fällt (MATZARAKIS 2012). Der höchste monatliche Niederschlag fällt im Dezember,

während es im September ein Niederschlagsminimum gibt. Auf dem Feldberg kann es fast ganzjährig schneien, nur im Monat August wurde noch kein Schneefall beobachtet (MATZARAKIS 2012). Die durchschnittliche Schneebedeckung liegt bei 157 Tagen (MATZARAKIS 2012).

Die Klimaänderung ist auch auf dem Feldberg wirksam. So liegen die durchschnittlichen Lufttemperaturen der Zeitperiode 2010-2018 bei 4,6 °C und damit 1,3 °C über dem zuvor langjährigen Mittel (Abb. 1). Auffallend ist, dass seit Ende der 1980er Jahre ausgesprochen schneearme Winter auftreten (Abb. 2). Winter mit dem Fall großer Schneemengen sind Schlüsseljahre für die Bildung von Lawinen. Die Hauptwindrichtung auf dem Feldberg ist West und Südwest. Aufgrund der exponierten Lage wehen Winterstürme den Schnee vom Gipfelplateau Richtung Nordosten. Dadurch werden die Nord- und Osthänge zu Schneefängern und -speichern, dort werden große Schneemengen abgelagert (MATZARAKIS 2012) und führen zu Lawinenabgängen (Abb. 3, 4, 5).

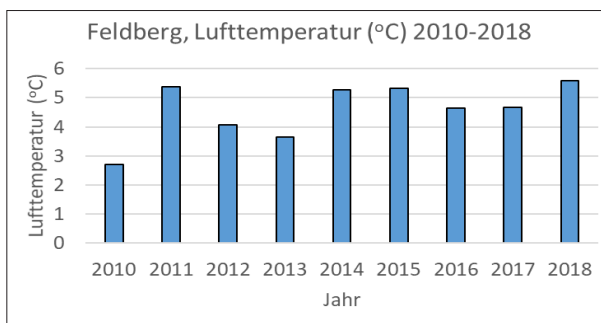


Abb. 1: Mittlere jährliche Lufttemperatur auf dem Feldberg/Schwarzwald, Wetterstation auf 1490 m NN. Quelle: Deutscher Wetterdienst (<https://cdc.dwd.de/portal/>).

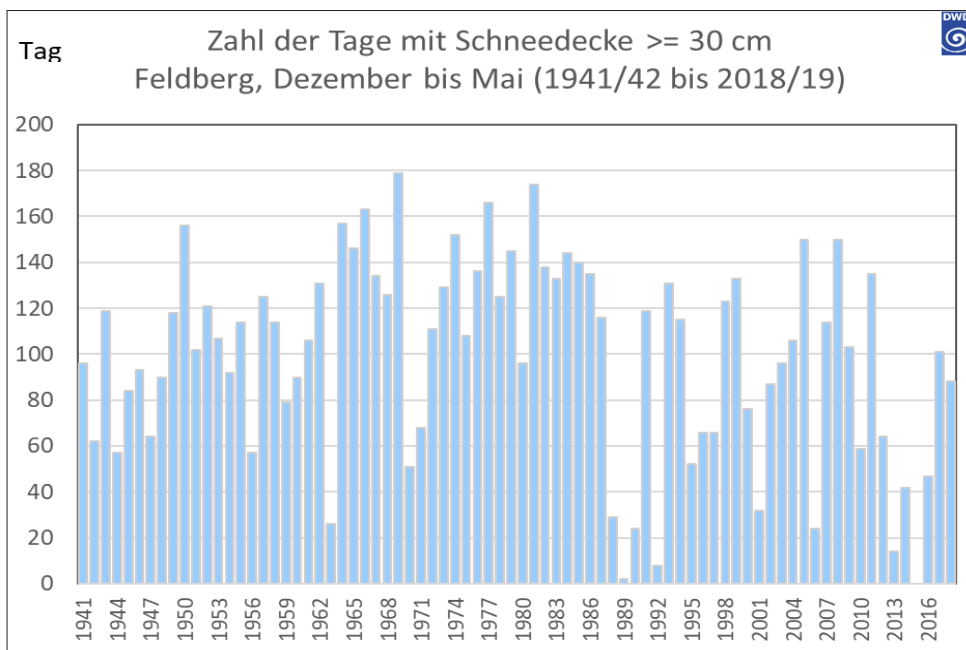


Abb. 2: Zahl der Tage mit einer Schneedecke >30 cm am Feldberg, Dezember bis Mai (1941/42 bis 2018/2019). Quelle: Deutscher Wetterdienst.



Abb. 3: Überhängende Wechte als Entstehungszentrum von Lawinen durch Abbruch der Schneemassen. Seebuck, 8.4.2018. Foto © Achim Mende (Überlingen).



Abb. 4: Lawine am Osterrain oberhalb der „Zastler Hütte“, 6.1.2018. Foto © Achim Mende (Überlingen).





Abb. 5: Lawine am Osterrain oberhalb der „Zastler Hütte“, 6.1.2018. Foto © Achim Mende (Überlingen).

3. Eigenschaften der Lawinenbahn am Seebuck

Winterliche starke Westwinde sind ein zentral wichtiger Faktor bei der Lawinenbildung (GABL & LACKINGER 1988), so auch im Schwarzwald (Abb. 6, 7). Fallender Schnee wird bereits bei Windgeschwindigkeiten von 4 m/s (15 km/h) verfrachtet. Durch das Schleifen des verfrachteten Schnees wird dessen Dichte um das zwei- bis vierfache erhöht. Die Schneemassen lagern sich auf der windabgewandten Seite (Lee) durch Bildung einer spröden, schneebrettartigen Schneedecke an der Oberkante von Steilhängen ab und bleiben dort verdichtet liegen.

In der hochmontanen Zone der Mittelgebirge sind glazial gebildete Karmulden in der Leelage von waldfreien Gebirgskämmen und Plateaulagen prädestiniert für massive Schneeeakkumulation. Oftmals entstehen überhängende Wechten als Entstehungszone von Lawinen (METZ & SAURER 2012). Berühmt sind oftmals mächtige, die Geländekante meterweit überragende instabile Wechtenbildungen, wie sie beispielsweise der Maler Hermann Dischler in seinem Ölgemälde „Schneewechten“ am Feldberg im Jahre 1905 festgehalten hatte.

Die sich ansammelnden Schneemassen sind die Ursache für Lawinenabgänge selbst in den Mittelgebirgen, so in den Vogesen oder dem Schwarzwald. Mit Zunahme der Schneemassen steigt die Gefahr eines Abbruchs der Wechte und der Bildung einer Lawine.





Abb. 6: Blick auf den Seebuck mit dem Bismarck-Denkmal und der darunter liegenden Lawinenbahn. Diese sogenannte „Tauernrinne“ reicht bis zum Feldsee hinunter. 2.2.2018. Foto © Achim Mende (Überlingen).



Abb. 7: Abschmelzende Lawine vom 14.12.2019. Im Auslaufbereich wurden die oberen Bereiche des Schluchtweidengebüsches (*Salicetum appendiculatae*) überschüttet. Seebuck, Blick vom Bismarckdenkmal über die „Tauernrinne“ hinunter zum Feldsee, 17.4.2020. Foto © A. Reif.



Lawinen kommen an Hängen ab einer Neigung von 30° vor (EBERHART 2010, MAIR & NAIRZ, 2011). Sie sind charakterisiert durch ein Entstehungsgebiet, beispielsweise der Abrissbereich an Wechtenkanten, einen mittleren Bereich sowie einen Auslaufbereich. Dieser beginnt ab einer Hangneigung von ca. 20°, hier verlangsamt sich die Lawine, und der Schnee und das mitgeführte erodierte Material (Steine, Erde, mitgerissene Vegetation) lagern sich ab (AUER 2002). Lawinen treten häufiger und stärker in der Mitte und im oberen Bereich der Lawinenbahn auf. Kleinere, häufigere Lawinen betreffen nur den oberen Teil der Lawinenbahn mit wenig entwickelter Vegetation. Sehr große Lawinen mit seltener Wiederkehrdauer wirken sich tendenziell „katastrophaler“ aus, da jeweils ältere Sukzessionsstadien zerstört werden.

Systematische Aufzeichnungen über Lawinenabgänge im Schwarzwald und deren genauen Verläufe existieren nicht, jedoch ist eine Reihe von starken Lawinenabgängen dokumentiert.

Große Lawinenabgänge waren früher gefürchtet. So drückte im Februar 1942 eine Lawine die Zastler Viehhütte teilweise ein. An der Zastlerwand unter dem (damaligen) Turmhotel löste sich eine „... Staublawine von einer Mächtigkeit und Ausdehnung, wie sie in der Geschichte des Feldbergs bisher nicht bekannt war. Die Lawinenbahn beträgt etwa 600-700 m“ (MÜLLER 1942). Die Hütte verfiel in den folgenden Jahren, bis sie in den ersten Nachkriegsjahren neu hergerichtet wurde (VETTER 1996). Extrem ungewöhnlich war eine weit ins obere Wiesental hinabreichende Lawine aus den 1950er Jahren, denn zuvor war der oberhalb liegende Schutzwald durch Kahlschlag („Franzosenhiebe“ als Reparationsleistung an Frankreich) abgeholzt worden (Abb. 8).

Lawinenunfälle im Südschwarzwald

Der Ehrenlandesvorsitzende der Bergwacht Schwarzwald, Frank Kühnel, hat die seit 1729 im Schwarzwald abgegangenen Lawinen dokumentiert, dort vor allem am Feldberg (Quelle, wenn nicht anders angegeben: Badische Zeitung 4.3.2016; <http://www.badische-zeitung.de/oberried/noteinsatz-am-feldberg-lawine-erfasst-skitourengeaenger--119223009.html>).

1. Februar 1902, Seebuck: Schneebruch reißt drei Angehörige eines Infanterieregiments mit, einen über den Felsen hinab zum Feldsee.

1. Januar 1939, Seebuck: Ein Mitglied einer Gruppe, die im Wechtenkessel aufsteigt, wird von einer Lawine erfasst, an Felsen geschleudert und stirbt an Schädelverletzungen.

1940, Stübenwasen-Nordhang: Ein Freiburger stirbt in einer Lawine.

23. Februar 1941, Zastler Loch: Drei Skifahrer werden verschüttet, drei Bergretter graben nach ihnen, ein Retter stirbt dabei.

1. Januar 1951, Baldenweger Buck: Der Hüttenwirt des Naturfreundehauses sucht mit zwei Begleitern und Hund eine Tourenggruppe. Eine Lawine erfasst die Suchenden. Sein Hund findet den Wirt, seine Begleiter graben ihn unversehrt aus.



- 2. Februar 1953:** Im Zastler Loch wird ein Mensch von der abbrechenden Wechte verschüttet.
- 1. März 1956:** Der Leiter einer französischen Militär-Patrouille wird bei der Suche nach einem Soldaten unter der Zastler Wechte getötet.
- 18. (20.) Januar 1959:** Ein Mann und eine Frau steigen von der Zastler Hütte zum Osterrain auf, eine Lawine verschüttet die Frau, sie stirbt.
- 9. Januar 1966:** Ein Bergwacht-Mitglied wird von einer Lawine am Zastler Loch verschüttet und stirbt.
- 9. März 1980:** Vier Bergwacht-Mitglieder sind mit einem Lawinenhund am Zastler Loch zum Üben unterwegs. Der Hundeführer wird von einer Lawine verschüttet und stirbt.
- 24. Februar 2002:** Eine Gruppe wird am Zastler Loch von einer Lawine erfasst, ein Mensch verschüttet. Nach 80 Minuten bergen ihn Bergretter – eine Atemhöhle rettet ihn.
- 29.1.2010:** Schneebrett-Lawine oberhalb der Baldenweger Hütte verletzt zwei Skitourengeher schwer (Quelle: Badische Zeitung, 30.1.2010).
- 27. Dezember 2013:** Ein Mann und eine Frau steigen von der Baldenweger Hütte auf, werden von einer Lawine erfasst und in die Bäume gerissen. Die Frau wird schwer verletzt.
- 30. Januar 2015:** Zwei Tourengeher werden im Zastler Loch von einer Lawine erfasst, einer getötet. Am Herzogenhorn werden Mitglieder einer Tourengruppe von einer Lawine erfasst, eine Verschüttete stirbt.
- 4.3.2016:** Ein 35-jähriger Mann wird oberhalb der Zastler Hütte von einer Lawine erfasst und schwer verletzt (Quelle: Schwarzwälder Bote, 4.3.2016)
- 14.12.2019:** Feldberg-Seebuck: Eine Lawine, bei der ein Mann verletzt wurde, erreicht den unterhalb gelegenen „Felsenweg“ und drückt alle Gehölze nieder (Quelle: BZ 15.12.2019).

4. Vegetation der Lawinenbahn

4.1. Überblick

Das Untersuchungsgebiet orientiert sich am Einzugsbereich der Lawinenereignisse am Seebuck. Die Lawinen im Untersuchungsgebiet haben ihr Abbruchgebiet an der Hangkante nahe des Bismarck-Denkmals. Unterhalb (nordöstlich) des Untersuchungsgebietes schließt sich ein Bestand mit höheren Bäumen an (v.a. Berg-Ahorn). Dieser geht in den früher ebenfalls offenen, heute bereits stark in Sukzession zum Wald befindlichen Steilhang zum Feldsee über („Tauernrinne“). Südöstlich des Gebietes liegt auf der begrenzenden Felsrippe ein geschlossener Fichtenwald. Nördlich wird die Lawinenbahn begrenzt durch einen Bergahorn-Bestand, der vermutlich ebenfalls das Ergebnis einer episodischen „Jahrhundertlawine“ ist.



Abb. 8: Arbeitseinsatz beim Lawinenabgang in Fahl (oberes Wiesental) im Winter 1952/53: In tagelanger Arbeit wurden die Schneemassen auf dem Parkplatz neben der damaligen Pension beseitigt. Diese wurde daher später in „Gasthaus Lawine“ umbenannt. Quelle: BLAUFÜß (1988).

In den 1920er Jahren wurden Latschen (*Pinus mugo*) zur Meliorierung angepflanzt (LIEHL 1966), von denen heute nur mehr wenige Reste existieren (Abb. 9). Das Gebiet am Seebuck wurde ausgewählt, da zumindest seit Jahrzehnten keine Pflegeeingriffe stattfinden. Nach einem Lawinenereignis regeneriert sich die Vegetation durch Sukzession, bis sie durch eine erneute Lawine wieder zurückgeworfen wird und die Entwicklung von Neuem beginnt. Die Vegetation der Lawinenbahn spiegelt graduell den Verlauf der Lawinen wider, beginnend vom Abrissbereich bis hin zum unteren Auslaufbereich. Das Vegetationsmuster resultiert zum einen aus den graduellen Effekten einzelner Lawinen, zum anderen jedoch aus der unterschiedlichen Stärke und Frequenz der Lawinen.

Im oberen Bereich sind auf steinig-flachgründigen Böden frühe Initialstadien der Entwicklung mit lückiger Vegetation anzutreffen. In einem mittleren Bereich auf bereits feinerde-reicheren Böden können sich artenreiche Rasen („Hochgrasflur“) entwickeln, da durchziehende Lawinen immer wieder die Gehölze zurückdrängen. Im Auslaufbereich entwickeln sich üppige, artenreiche Hochstaudenfluren im Unterwuchs lichter Gebüsche und vorwaldartige Bestände. Untersucht wurde Veränderung der Artenzusammensetzung der Vegetation innerhalb der Lawinenbahn sowie die Gehölzstruktur im Auslaufbereich.



4.2. Methodik

Im Sommer 2019 wurde die Vegetation (Gefäßpflanzen) dieser Lawinenbahn unterhalb des Seebucks auf insgesamt 70 Probeflächen in einer Meereshöhe von 1310 bis 1450 m NN erfasst (Abb. 10, 11). Die Probeflächenwahl orientierte sich an folgenden Kriterien:

- Systematischer Ansatz zur Erfassung der Lawinenzonen durch Vegetationstransekte, gelegen zwischen der oberen, sehr steilen und felsigen Entstehungszone über die grasreiche Mittelzone bis zum gehölzgeprägten unteren Ende der Auslaufzone besonders großer Lawinen. Erfassung in Form von der Hangrichtung folgenden Längstransekten und hangparallelen Quertransekten, jeweils von den Randbereichen der Lawinenbahn mit ihren Pionierwäldern über die Transektmitte zum gegenüberliegenden Rand.



Abb. 9: Schluchtweiden-Gebüsch im Auslaufbereich der Lawine, mit reliktscher Latsche (*Pinus mugo* ssp. *mugo*). Fluchtstäbe markieren eine Probefläche der Strukturuntersuchungen. Seebuck, 9.5.2017.
Foto © A. Reif.

- Die Probefläche musste kleinstandörtlich und strukturell möglichst homogen sein. Um dies zu gewährleisten, war die Form der Probefläche quadratisch, bei Vorliegen starker lokalstandörtlicher Gradienten rechteckig, mit der Längsachse im rechten Winkel zum Hauptgradienten.

- Bei heterogenen Bedingungen am Probepunkt wurde die nächstgelegene homogene Probefläche ersatzweise aufgenommen. Dies betrifft vor allem die obere Lawinenzone mit ihrem kleinstandörtlichen Wechsel von Felsrippen, felsigen Steilhängen und Rinnenlagen in unmittelbarer Nachbarschaft.
- Zugänglichkeit.
- Zusätzlich wurden einige wenige Probeflächen aufgenommen, die besondere Struktur- oder Vegetationseigenschaften aufweisen.

Zur Erfassung der Vegetation wurden die Bestände in maximal drei Schichten eingeteilt (Krautschicht bis maximal 1 m Höhe; Strauchschicht 1 – 5 m; Baumschicht > 5 m). Auf jeder Probefläche wurden alle Gefäßpflanzenarten in allen Schichten erfasst und unter Anwendung der Deckungsgrade für jede Schicht separat geschätzt. Hierzu wurde die modifizierte Braun-Blanquet-Skala verwendet (DIERSCHKE 1994).

Die Vegetationsaufnahmen und wichtige Standorts- und Strukturparameter wurden in einer Vegetationstabelle zusammengestellt. Die Aufnahme- und die Artengruppen wurden manuell durch traditionelle Tabellenarbeit ermittelt. Hieraus ergaben sich drei Vegetationstypen, die durch sechs Gruppen von diagnostischen Pflanzenarten differenziert wurden (Tab. I).

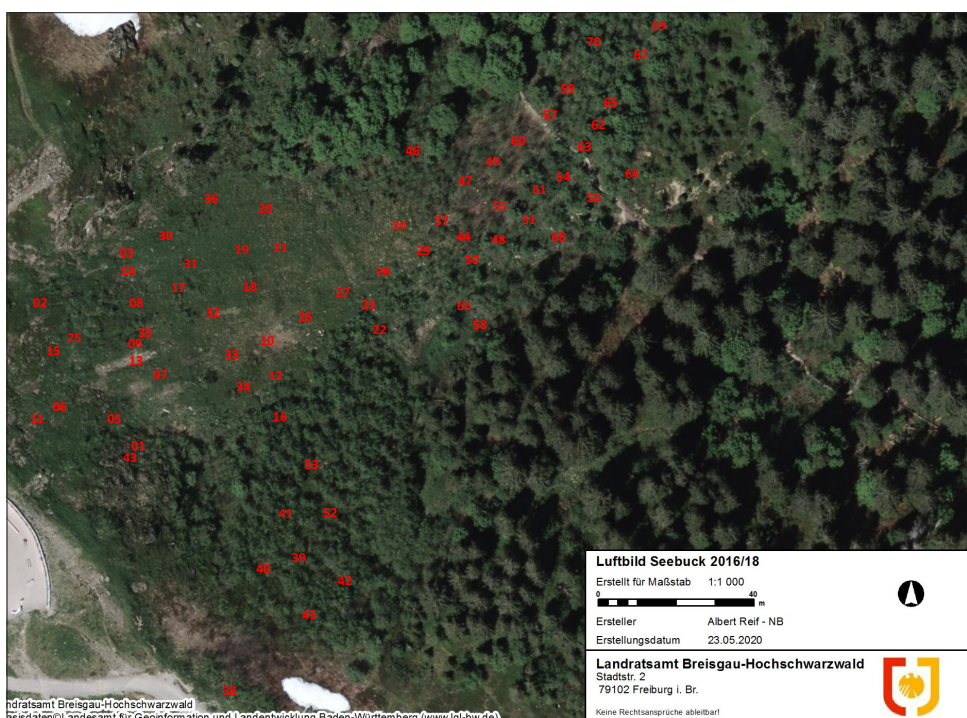


Abb. 10: Lage der Probeflächen mit den Vegetationsaufnahmen am Seebuck, östlich des Bismarck-Denk-
 mals. Foto © Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald, verändert.



Abb. 11: Aufnahme der Vegetation im steilen Abrissbereich der Lawine am Oberhang. Seebuck, 18.7.2019.
Foto © A. Reif.

4.3. Die Pflanzengesellschaften der Lawinenbahn

Die Vegetation am Feldberg kann prinzipiell in drei Typen untergliedert werden, die letztlich die Dynamik dieser Lawinereignisse widerspiegeln, nämlich den Abrissbereich, einen mittleren Bereich durchziehender Schneemassen, und einen Auslaufbereich. Entsprechend dieser extrem unterschiedlichen Standortbedingungen ist auch die Vegetation grundverschieden und ohne gemeinsame Arten über alle Bereiche hinweg. Vor allem die oberen Probestflächen sind von Lawinen betroffen, die Häufigkeit und Wirkung nimmt im unteren Bereich ab.

4.3.1. Vegetation des Abrissbereichs: Initiale hochmontane Zwergstrauch-Gesellschaft (Veg.-Tab. I/1-9)

Im teilweise extrem steilen Abrissbereich der Lawinen sind die Böden regelmäßig gestört, durch Abtrag des Feinbodens wird ständig eine neue Primärsukzession eingeleitet. Die Topographie ist sehr feinskalig differenziert, mit kleinen Felsrippen im Wechsel mit feinerdearmen Rinnen. Sehr lokal ge-

währen Felsen Schutz vor der erodierenden Kraft der Lawinen. Dort deuten sich initiale Verbuschungen durch Pioniersträucher an. Aufgrund des sehr kleinflächigen Standortmosaiks sind Vegetationsaufnahmen entweder floristisch artenarm wenn die Probestfläche homogen sein soll; oder sie sind standörtlich heterogen, spiegeln also die Einnischung von Arten verschiedener Standortbedingungen wider. Die gewählte Probestflächengröße (25 m²) stellt einen Kompromiss dar.

Die Vegetation bedeckt den Boden nur zu etwa 35 % (Abb. 12, 13). Dominierende Arten sind die Zwergsträucher Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und lokal Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*). Weitere lokale diagnostische Arten sind Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Harzer Labkraut (*Galium harcynicum*), Gewöhnliches Habichtskraut (*Hieracium lachenalii*), Felsen-Leimkraut (*Silene rupestris*), Alpen-Heckenrose (*Rosa pendulina*), Norwegisches Ruhrkraut (*Gnaphalium norvegicum*), Borstgras (*Nardus stricta*). Jungpflanzen von Schluchtweide (*Salix appendiculata*) sind nicht selten; kleinstandörtlich entwickeln sie sich zu niederen Gebüschchen. Auf einigen Probestflächen fanden sich die Eiszeitrelikte Eis-Segge (*Carex frigida*), Schweizer Löwenzahn (*Leontodon helveticus*) und Gold-Fingerkraut (*Potentilla aurea*).



4.3.2. Vegetation des mittleren Bereichs: Hochgrasflur (*Sorbo-Camalagrostietum arundinaceae*) (Veg.-Tab. I/10-35)

Im mittleren Bereich der Lawinbahn ist die erodierende Kraft der Schneemassen bereits reduziert. Dieser Abschnitt ist geprägt durch die zerstörerische Wirkung der durchziehen-



Abb. 12: Unterhalb der winterlichen Wechtenkante (im Bild oben) ist das Relief sehr heterogen. An vielen Stellen kommen Initialstadien eines heidelbeerreichen Borstgrasrasens vor. Seebuck, 26.8.2019. Foto © A. Reif



Abb. 13: Initialer Borstgrasrasen. Deutlich zu erkennen sind Jungpflanzen der Schluchtweide, deren Entwicklung jedoch immer wieder unterbrochen wird. Seebuck, 18.7.2019. Foto © A. Reif.



den Schneemassen, die jedes über die Bodenoberfläche hinausragende Hindernis mitreißen. Die Böden sind mittelgründig und skelettreich.

Die Vegetation ist sehr artenreich, der Deckungsgrad hoch (Abb. 14 – 16). Dominierend, oftmals faziesbildend sind das hochwüchsige Wald-Reitgras (*Calamagrostis arundinacea*) und der Zwergstrauch Heidelbeere. Zerstreut finden sich strauchförmige Individuen von Mehlbeere (*Sorbus aria*) und Zwerg-Mehlbeere (*Sorbus chamaemespilus*), vor allem im Übergang zum Auslaufbereich mit seinen Gebüsch- und Vorwaldstadien. Hoch- bis mittelstet sind Hemikryptophyten wie Bärwurz (*Meum athamanticum*), Goldrute (*Solidago virgaurea*), Blutwurz (*Potentilla erecta*), Wald-Witwenblume (*Knautia dipsacifolia*), Gelber Enzian (*Gentiana lutea*), Schlangen-Knöterich (*Polygonum bistorta*). Weiterhin häufig sind Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Wiesen-Wucherblume (*Leucanthemum ircutsianum*), Scheuchzer's Glockenblume, teilweise relativ kleinblütig (*Campanula scheuchzeri*, cf. *C. rotundifolia*), Rotes Straussgras (*Agrostis capillaris*), Rotschwingel (*Festuca rubra* s.l.), Geflecktes Johanniskraut (*Hypericum maculatum*), Schmalblättriges Weiden-Röschen (*Epilobium angustifolium*), Arnika (*Arnica montana*) und Großblütiger Fingerhut (*Digitalis grandiflora*). Den Schwerpunkt ihres Vorkommens haben Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*), Wald-Storchschnabel (*Geranium sylvaticum*), Wurzelnder Hahnenfuß (*Ranunculus serpens*), Ährige Teufelskralle (*Phyteuma spicatum*) und Chaix'sches Rispengras (*Poa chaixii*). Der Pyrenäen-Pippau (*Crepis pyrenaica*), ein in Baden-Württemberg extrem seltenes Eiszeitrelikt, hat hier seinen Naturstandort.



Abb. 14: Mehlbeeren-Reitgras-Hochgrasflur. Deutlich zu erkennen sind Wald-Reitgras (*Calamagrostis arundinacea*) als dominierende Art. Daneben die Blütenpflanzen Türkenbund-Lilie (*Lilium martagon*), Großer Fingerhut (*Digitalis grandiflora*) und Gewöhnliche Goldrute (*Solidago virgaurea*). Seebuck, 18.7.2019. Foto © A. Reif.



Abb. 15: Türkenbund-Lilie (*Lilium martagon*) als beliebte Nektarquelle und Treffpunkt des Baum-Weißlings (*Aporia crataegi*). Die Larve lebt in den Hochlagen an der Vogelbeere. Hochgrasflur am Seebuck, 18.7.2019. Foto © A. Reif.



Abb. 16: Der Pyrenäen-Pippau (*Crepis pyrenaica*) hat im Übergang zwischen Hochgrasflur und initialem Schluchtweiden-Gebüsch vereinzelte Vorkommen. Seebuck, 5.8.2012. Foto © A. Reif.



Zu erwähnen sind offene Bereiche am Fuß randlicher Felsen, in denen eine nicht weiter bestimmbare Drüsenreiche Brombeere (*Rubus glandulosus* agg.) vorherrscht, zusammen mit Arten der angrenzenden Bereiche (Veg.-Tab. I/36).

4.3.3. Vegetation des Auslaufbereichs (Veg.-Tab. I/37-70)

Hochstaudenreiches Schluchtweiden-Gebüsch (*Salicetum appendiculatae*) (Veg.-Tab. I/46-70)

Im Auslaufbereich der Lawine kommen die Schneemassen zur Ruhe und werden zusammen mit mitgebrachtem Boden- und Pflanzenmaterial abgelagert. Die Böden sind nährstoffreich als Folge von eingetragener Feinerde, vermischt mit Steinen und mitgerissenen Pflanzenteilen. Der bodenbedingte Wasserhaushalt kann als optimal bezeichnet werden, geprägt durch Tiefgründigkeit, Hangzugwasser bis hin zu quelligen Austritten, dabei ohne stagnierende Nässe.

Im Übergangsbereich zwischen der Hochgrasflur und dem Schluchtweiden-Gebüsch kommen auf Blockstandorten Schwarze Heckenkirsche (*Lonicera nigra*) und Felsen-Traubenkirsche (*Prunus padus* ssp. *petraea*) (Abb. 17) vor (Veg.-Tab. I/46-50). Im Unterwuchs strahlen von oben her Arten der Hochgrasflur ein.

In den nach unten anschließenden Bereichen konnte sich ein dichtes Schluchtweiden-Gebüsch entwickeln, geprägt durch die mehr oder weniger stockauschlagfähigen Gehölze Berg-Ahorn, Schlucht-Weide und Vogelbeere (Abb. 18– 22). Geringstet und wenig vital versucht die Fichte (*Picea abies*) Fuß zu fassen.

Die üppige, hochwüchsige Bodenvegetation ist geprägt durch hochmontan-subalpin verbreitete Hochstauden wie Grauer Alpendost (*Adenostyles alliariae*), Alpen-Milchlattich (*Cicerbita alpina*), Fuchs-Greiskraut (*Senecio ovatus*), Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*), Berg-Sauer-Ampfer (*Rumex alpestris*), Platanenblättriger Hahnenfuß (*Ranunculus platanifolius*), Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*), Hain-Sternmiere (*Stellaria nemorum*), Türkenbund-Lilie, Himbeere (*Rubus idaeus*), Hasenlattich (*Prenanthes purpurea*), Hain-Greiskraut (*Senecio hercynicus*), Bärenklau (*Hieracium sphondylium* ssp. *elegans*), Quirlblättrige Weißwurz (*Polygonatum verticillatum*), Breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), Wurmfarne (*Dryopteris filix-mas*), Alpen-Frauenfarn (*Athyrium distentifolium*) und Goldnessel (*Laumium galeobdolon*). Unmittelbar neben



Abb. 17: Vor allem an blockreichen Randbereichen gedeiht die Felsen-Traubenkirsche (*Prunus padus* ssp. *petraea*). Die mehr abstehenden bis leicht aufrechten Blütenstände sowie die starke Nervatur der Blätter sind Merkmale dieser Unterart. Seebuck, 19.5.2020. Foto © A. Reif.



den Probeflächen im Auslaufbereich kommen Seidelbast (*Daphne mezereum*) und Wald-Geißbart (*Aruncus dioicus*) vor.

An hangwasserzügigen Standorten im Übergang zu Sickerquellen treten Nässezeiger wie Behaarter Kälberkropf (*Chaerophyllum hirsutum*), Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Wald-Schaumkraut (*Cardamine pratensis* ssp. *nemorosa*), Bach-Nelkenwurz (*Geum rivale*) und Gegenblättriges Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*) auf (Veg.-Tab. I/66-70). Entlang der



Abb. 18: Schluchtweiden-Gebüsch im Auslaufbereich der abschmelzenden Lawine vom 14.12.2019, wenige Meter oberhalb des „Felsenwegs“. Seebuck, 2.4.2020. Foto © A. Reif.



Abb. 19: Älteres Stadium des Schluchtweiden-Gebüschs. Die teilweise entwurzelten Schluchtweiden liegen bis zu 10 m unterhalb ihres Wurzeltellers. Durch Seitensprosse regeneriert sich das Kronendach. Jungpflanzen aus Samen entwickeln sich hier aufgrund der Konkurrenz nicht mehr. Seebuck – „Tauernrinne“, 16.5.2017. Foto © A. Reif.





Abb. 20: Jungfichte im Schluchtweiden-Gebüsch. Der Stamm ist extrem säbelwüchsig, der Gipfel abgebrochen. Seebuck – „Tauernrinne“, 19.5.2020. Foto © A. Reif.



Abb. 21: Männliche Blüte der zweihäusigen Schluchtweide. Seebuck, 17.4.2020. Foto © A. Reif.



Abb. 22: Weibliche Blüte der zweihäusigen Schluchtweide. Seebuck, 17.4.2020. Foto © A. Reif.

kleinen Rinnsale, die zum Feldsee hin entwässern, gedeihen Sumpf-Pippau (*Crepis paludosa*), Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), Trollblume (*Trollius europaeus*), Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), Mutterwurz (*Ligusticum mutellina*), Blauer Eisenhut (*Aconitum napellus*), Frauenmantel (*Alchemilla vulgaris* agg.) und Eisenhutblättriger Hahnenfuß (*Ranunculus aconitifolius*) (Veg.-Tab. I/70).



Abb. 23: Säbelwüchsiger Pionierwald als Reinbestand der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) an seitlichen Oberhängen der Lawinenbahn. Dort werden ebenfalls mächtige Schneemassen angesammelt, führen aber nicht zu Lawinenbildung. 17.4.2020. Foto: © A. Reif.



Vogelbeer-Pionierwald (Veg.-Tab. I/37-45)

An den seitlichen Oberhängen werden ebenfalls mächtige Schneemassen angesammelt, führen dort aber nicht zu Lawinenbildung. Dort widerstehen floristisch und strukturell ähnliche Reinbestände der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) dem starken winterlichen Schneeschub. Dies äußert sich in einer ausgeprägten „Säbelwüchsigkeit“ (Abb. 23). Ähnliche Bestände finden sich auch in den schneereichen Südalpen (BURGA et al. 2019). Am Feldberg verzahnen sich im Unterwuchs Arten der Hochgrasflur mit den Hochstauden, die im Auslaufbereich zur Dominanz gelangen.

5. Gehölzstruktur im Auslaufbereich der Lawinen

Mit beginnendem Auslaufbereich vermögen sich Gehölze zu etablieren. Ihre Morphologie ist geprägt durch die Lawinenereignisse, also Schneedruck und Schneeschub, an den die Gehölze durch Biegsamkeit und vegetative Regenerationsfähigkeit angepasst sein müssen.

5.1. Methodik zur Erfassung der Gehölzstrukturen

Die Gehölzstruktur der Lawinenbahn am Seebuck wurde auf der Basis von 15 Probeflächen im Mai 2017 entlang von drei hangabwärts orientierten Transekten beschrieben (Friedrich 2017) (Abb. 24). Folgende Fragen wurden bearbeitet:

- Wie sind die Gehölztaxa in der Auslaufzone verteilt? In welcher Dichte kommen sie vor?
- Welche Dimensionen können die Gehölze erreichen, welche Durchmesser am Wurzelhals haben die Stämme?
- Welche Form haben die Stämme, um der Überschüttung und dem Druck des Schnees zu widerstehen? Welche Ausrichtung haben die Stämme in Relation zum Verlauf der Lawinenbahn?
- Welche Form (Biegung) haben die Stämme?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden drei Strukturtransekte in der Auslaufzone angelegt, die hangabwärts verlaufen. Die Startpunkte wurden so gewählt, dass sie in dem oberen Bereich mit lockerem Gebüsch liegen (beginnender Auslaufbereich). Sie liegen auf einer Höhenlinie mit der Ausrichtung 340° N. Die Strukturtransekte verlaufen parallel in Richtung 70° N und sind jeweils 80 m lang. Sie enden innerhalb des unteren Auslaufbereichs wenige Meter unterhalb des Wanderwegs („Felsenweg“), der durch das Untersuchungsgebiet führt (Abbildung 24).

Auf jedem Strukturtransekt wurden mit gleichen Abständen 5 Probeflächen angelegt. Der Abstand zwischen den Mittelpunkten beträgt 16 m (ohne Hangkorrektur), der oberste bzw. unterste Mittelpunkt hat zum Transektstart bzw. -ende einen Abstand von 8 m. Der Mittelpunkt jeder Probefläche wurde per GPS-Gerät eingemessen. Die Probeflächen haben in Anlehnung an BOHNER et al. (2009) eine Größe von 25 m² und eine quadratische Form mit einer Seitenlänge von 5 m (Abbildung 24).

Für jede Probefläche wurde die Hangneigung (in Grad) gemessen. Im gehölzbestandenen Bereich der Lawinenbahn liegt die Hangneigung zwischen 5° und 35°. Dabei liegt die Hang-

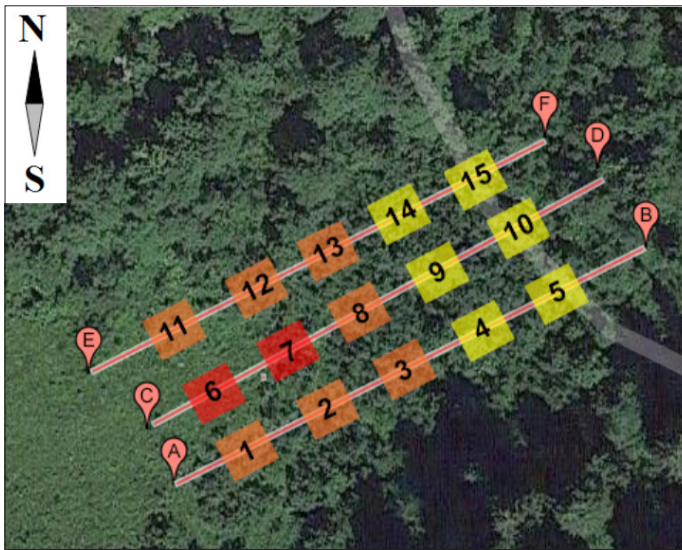


Abb. 24: Lage der Probeflächen auf den drei Strukturtransekten in der Auslaufzone der Lawinbahn. Im Strukturtyp I (rot) wirken Lawinen am häufigsten und am stärksten. Im mittleren Strukturtyp II (orange) kommt es noch regelmäßig zu Lawinen. Im Strukturtyp III (gelb) gibt es nur selten Lawinen. Kartenquelle: Google Earth, bearbeitet. 03.07.17

neigung der oberen zwei Probeflächen eines jeden Strukturtransekts bei 28° bis 35° , die jeweils zwei unteren Probeflächen bei 5° bis 23° .

Die Probeflächen wurden aufgrund ihrer Lage und Struktur drei Strukturtypen zugeordnet. Die Hangneigung nimmt von Strukturtyp I zu Strukturtyp III ab. In Bereich I kommt es noch häufig zu Lawinen, die hier auch am stärksten wirken. Im Strukturtyp II wirken die Lawinen seltener und schwächer als im Strukturtyp I. Im Strukturtyp III kommt es am seltensten zu Lawinen (Abb. 24).

Bezüglich der Gehölzstruktur wurden die Individuen der Gattung *Sorbus* (am häufigsten: Vogelbeere, *Sorbus aucuparia*; im oberen Randbereich auch Mehlsbeere, *S. aria* agg. und Zwerg-Mehlsbeere, *S. chamaemespilus*), der Schluchtweide (*Salix appendiculata*), von Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und die vereinzelt Jungwüchse von Fichte (*Picea abies*) aufgenommen. Zur Beschreibung der Bestockungsdichte wurde für jede Probefläche die Anzahl der Individuen an Gehölzen erfasst (Basis für die Hochrechnung von Probeflächen auf hektarbezogene Werte).

Durch den gewaltigen Druck von Lawinen müssen überlebende Gehölze angepasst sein. Daher wurde die Morphologie der Gehölze charakterisiert. Hierzu wurde jeweils das Individuum eines jeden der 4 Taxa ausgewählt, welches zum Mittelpunkt der Probefläche am nächsten stand. Wenn das Individuum aufgrund von Stockausschlägen mehrstämmig war, wurde der Stamm mit dem größten Durchmesser vermessen. Insgesamt wurden 37 Individuen dokumentiert, davon 11 Individuen von Berg-Ahorn, 13 der Schluchtweide, 10 der Gattung *Sorbus* (v.a. Vogelbeeren) und 3 Fichten. Folgende Parameter wurden erfasst:

- Durchmesser des Haupttriebs am Wurzelhals (bei Individuen mit Stockausschlägen wurde jeweils der Stamm mit dem größten Durchmesser aufgenommen) als Indikator für Resilienz und Vitalität des Individuums;



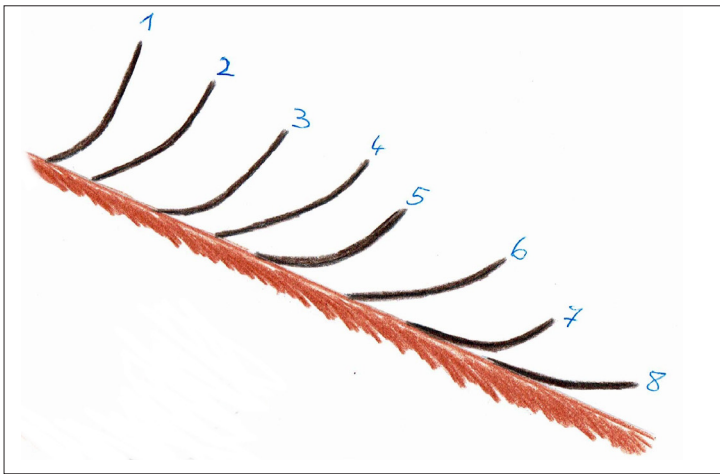


Abb. 25: Biegungsschablone mit 8 möglichen Biegungsformen.

- Himmelsrichtung von der Stammbasis zur Spitze (Indikator für die Einregelung des Stammes in Relation zur Laufrichtung der Lawine, damit die Flexibilität);
- Biegungsform zwischen der Basis und der Spitze eines Stammes, gebogen gewachsene Stämme wurden anhand einer Biegungsschablone einer Biegungsform zugeordnet (Abb. 25) (Indikator für Flexibilität und damit Resistenz gegenüber Schädigung durch Lawinen).

5.2. Gehölzstrukturen im Auslaufbereich

Am oberen Beginn des Auslaufbereichs können Jungpflanzen von Gehölzen überleben, dort setzt die Verbuschung ein. Sie nimmt zu den seitlichen Bereichen und zum unteren Ende des Auslaufbereichs hin zu und ist ein Hinweis auf (abnehmende) Häufigkeit und Intensität von Lawinenereignissen.

Das Niederdrücken durch Lawinen erfordert Biegsamkeit und Zugfestigkeit, die Konkurrenz um Licht erfordert Höhenwachstum. Realisiert wird dies durch teilweises Wiederaufrichten der niedergedrückten Stämme nach der Schneeschmelze sowie Tendenzen eines vertikal orientierten Wachstums im Gipfelbereich.

Insgesamt wurden 172 Individuen der stockausschlagfähigen Gehölztaxa Berg-Ahorn, Schluchtweide, Sorbus-Arten sowie 4 Jungpflanzen der nicht stockausschlagfähigen Fichte auf den insgesamt 15 Probeflächen erfasst (Tab. 1). Das ergibt eine rechnerische Dichte von 4600 Gehölzindividuen/ha. 51 Individuen waren Berg-Ahorn, 53 waren Schluchtweiden, 64 waren *Sorbus*-Arten, meistens Vogelbeeren, und 4 waren Jungfichten.

Art	Transekt 1	Transekt 2	Transekt 3
<i>A. pseudoplatanus</i>	28	9	14
<i>S. appendiculata</i>	15	14	24
<i>S. aucuparia</i>	8	49	7
<i>P. abies</i>	0	1	3
gesamt	51	73	48

Tab. 1: Häufigkeiten der Gehölzindividuen in den 3 Strukturtransekten.

Die Anteile von Berg-Ahorn waren höher in den mehr peripher gelegenen Strukturtranssekten 1 und 3; die Vorkommen der Schluchtweide waren in etwas gleich verteilt; die *Sorbus*-Arten (am häufigsten Vogelbeere, im Kontaktbereich zu den Hochgrasfluren auch Mehlsbeere und Zwerg-Mehlsbeere) weisen eine klare Dominanz im Strukturtranssekt 2 auf, der auch den oberen Bereich der Auslaufzone enthält. Sehr selten finden sich Jugendstadien der Fichte mit noch biegsamen Stämmen.

Innerhalb des Auslaufbereichs nimmt die Individuenzahl an Gehölzen nach unten hin ab (Tab. 2), die Größe der Individuen zu. Indikator hierfür ist der Stammdurchmesser am Wurzelhals, dessen Median nimmt vom oberen zum unteren Strukturtyp zu (Tab. 2, Abb. 25).

Die Ausrichtung der Stämme (Mittelwert $65^\circ + 20^\circ$) entspricht weitgehend dem Verlauf der Lawinenbahn (70° ONO) (Abb. 27). Diese Ausrichtung

Tab. 2: Gehölze in den 3 Strukturtypen der Auslaufzone der Lawinen.

	Strukturtyp I (oben)	Strukturtyp II (mittel)	Strukturtyp III (unten)
Gehölzindividuen (absolut)	51 (2 Probeflächen)	72 (7 Probeflächen)	49 (6 Probeflächen)
Gehölzindividuen (n/ha)	10.200	4.120	3.280
<i>Acer pseudoplatanus</i> , Anteil in % (n = 51)	-	35	54
<i>Sorbus</i> sp., Anteil in % (n = 64)	86	15	18
<i>Salix appendiculata</i> , Anteil in % (n = 53)	14	46	27
<i>Picea abies</i> , Anteil in % (n = 4)	-	4	2
Median Stammdurchmesser (Wurzelhals), in cm	0,9	3,3	6

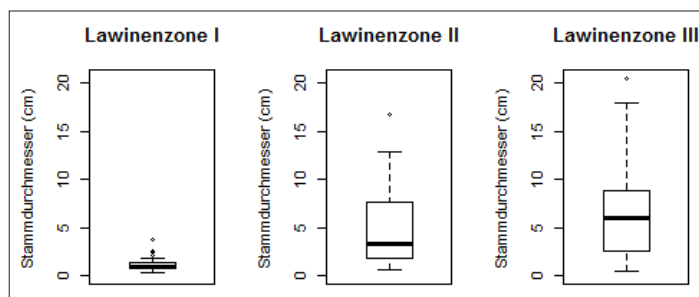


Abb. 26: Wurzelhalsdurchmesser (alle Individuen) für die Strukturtypen I bis III der Auslaufzone.

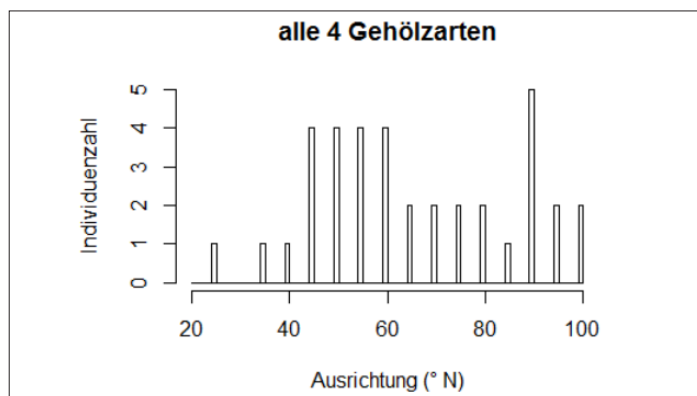


Abb. 27: Absolute Häufigkeiten der Ausrichtung der Stämme (alle Arten) in Relation zum Verlauf der Lawinenbahn (70° ONO).

der Stämme ist ein Hinweis auf die winterliche Deformation durch den Schnee. Die Gehölzarten unterscheiden sich in der Orientierung ihrer Stämme kaum.

36 von 37 untersuchten Individuen hatten einen gebogenen, „säbelwüchsigen“ Stamm (Abb. 28). Alle Biegungsformen waren vertreten. Säbelwuchs entsteht durch das regelmäßige Umdrücken des Stammes durch den Druck von Schnee und Lawinen. Die Pflanzen können sich während der Vegetationsperiode zumindest teilweise wieder aufrichten (WASEM 2005). Zum Vergleich: Auf einer Lawinenbahn bei Davos (CH) wurde bei 70% des Bestandes Säbelwuchs an Bäumen nachgewiesen (EBERHART 2010).

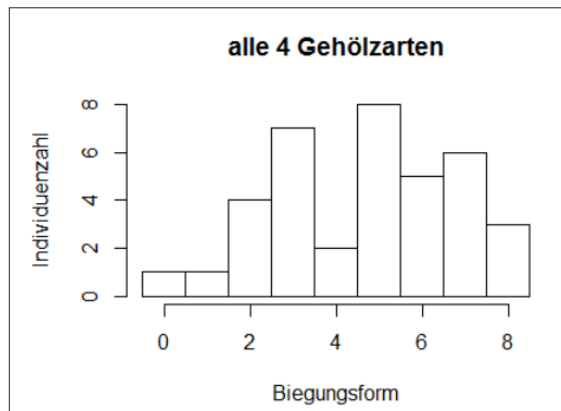


Abb. 28: Absolute Häufigkeiten der Biegungsformen (alle Arten).

6. Diskussion

Die Lawinenbahn am Seebuck ist bis heute durch rezente Lawinen geprägt, zuletzt im Dezember 2019. Ähnlich wie in Flussaue das Hochwasser sind auch in Lawinenbahnen mehr oder regelmäßig wiederkehrende, plötzliche, kurzzeitige Standortveränderungen eine Grundvoraussetzung für die entsprechenden Artenzusammensetzungen. Naturgemäß unterliegen diese in den Perioden zwischen den Störungsereignissen sukzessionalen Entwicklungen, die allerdings nicht von Dauer sind. So bilden sich dynamische Ungleichgewichtslandschaften heraus, für deren prägenden Einflußfaktor der Begriff „Störung“ inadäquat ist, hier wäre der wertneutrale englische Begriff „disturbance“ treffender.

Da die „disturbance“-Effekte in einem Gradienten entlang des Verlaufs der Lawinen unterschiedlich ausgeprägt sind, finden sich dort sehr unterschiedlichen Boden- und Vegetationszustände. Im felsigen Abrissbereich ist die Vegetation lückig, Arten mit Pioniereigenschaften und Stresstoleranz herrschen vor. Der mittlere Bereich wird von der Lawine „überfahren“, hemikryptophytische Gräser und Stauden sowie der Zwergstrauch Heidelbeere dominieren. Mit beginnendem Auslaufbereich können sich Gehölze mit Pioniereigenschaften etablieren. Diese müssen gegen Schneedruck und Schneeschub durch ausgeprägte vegetative Regenerationsfähigkeit (Stockausschläge), schnelles Wachstum, Biegsamkeit und Zugfestigkeit angepasst sein.

Insgesamt ähnelt die Vegetation der Lawinenbahn am Seebuck derjenigen in den Hochlagen der Vogesen und der Alpen, ist jedoch floristisch ärmer (BOGENRIEDER 2001, 2013; HÜGIN 2006). Dies hat klimatische und topographische Ursachen. Im Vergleich zu den Vogesen finden sich im hochmontanen Schwarzwald nur wenige ostexponierte Steilhänge, in welche von den darüber befindlichen Plateaulagen der Schnee hineingeweht wird, zudem sind



die Niederschläge etwas weniger hoch. Daher konnten sich Hochgrasfluren, hochstaudenreiche Pioniergebüsche und Hochstaudenbestände auf wesentlich größeren Flächen herausbilden, in denen Alpenpflanzen als Eiszeitrelikte auftreten (vgl. ISSLER 1925/26, 1942; BOGENRIEDER 2001, 2013; BOGENRIEDER & WILMANN 1968; HÜGIN 2006).

Die Vegetation der Lawinenbahn wird in ihrer Entwicklung durch Lawinenabgänge immer wieder zurückgeworfen. Die resultierenden Pflanzengesellschaften sind daher dynamisch fluktuierende Phasen einer Dauergesellschaft, die als topographische waldfreie Klimaxvegetation interpretiert werden kann (vg. OBERDORFER 1982). Demzufolge werden beispielsweise die artenreichen Hochgrasfluren von einigen Autoren als „Urwiesen“ eingestuft (CARBIENER 1969, OBERDORFER 1978). Als von Natur aus waldfreie Standorte ermöglichen sie lichtliebenden Arten ein Überleben in einer Landschaft, in welcher Wälder Schattentoleranz des Unterwuchses „erzwingen“. Dies ist umso bedeutender, als diese Habitatkonstanz eiszeitlichen Reliktarten bis heute Nischen bietet.

Von diesen Naturstandorten aus vermochten einige Arten wie Gelber Enzian, Gold-Fingerkraut, Scheuchzer's Glockenblume und Schweizer Löwenzahn als „progressive Glazialrelik-



Abb. 29: Jungpflanze der Douglasie, umgeben von Jungpflanzen der Schluchtwende und fruktifizierenden Gewöhnlicher Goldrute. Oberhang im steilen Abrissbereich der Lawine am Seebuck. 1440 m NN, 26.8.2019. Foto: © A. Reif.



te“ sekundär auch von Menschen geschaffene Lebensräume besiedeln, insbesondere Borstgrasrasen, Heiden und Wirtschaftswiesen der Montanstufe der Mittelgebirge.

Andere Arten sind bis heute nur sehr lokal verbreitet und selten. Der Schaben-Pippau (*Crepis pyrenaica*) besitzt am Seebuck seine einzigen Vorkommen in Baden-Württemberg. Ebenfalls lokal vorkommend und selten sind Hasenlattich-Habichtskraut (*Hieracium prenanthoides*). Die Felsen-Traubenkirsche ist eine europäisch-vestsibirische Art mit Schwerpunkt der Verbreitung in der subborealen und borealen Zone (MEUSEL et al. 1965). Am Feldberg befindet sich ihr einziges Vorkommen in Baden-Württemberg. Die Eis-Segge ist ein Spezialist kaltstenothermer Quellbereiche, kann jedoch vereinzelt wie am Seebuck auch als Pionier auf Rohboden auftreten. Etwas häufigere Hochlagenarten sind Felsen-Leimkraut und Norwegisches Ruhrkraut.

Es ist zu erwarten, dass durch den Klimawandel alle hochmontanen Lebensräume sich stark verändern und viele ihrer Arten aussterben werden. Bereits heute finden sich einzelne Jungpflanzen der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und der Hainbuche (*Carpinus betulus*) in der Lawinenbahn unterhalb des Bismarck-Denkmals (Abb. 29, 30).



Abb. 30: Jungpflanze der Hainbuche am Oberhang im steilen Abrissbereich am Seebuck. 1440 m NN, 18.7.2019. Foto: © A. Reif.



Danksagung

Vielen Dank an Prof. Dr. Arno Bogenrieder für hilfreiche Kommentare; Dr. Günther Gottschlich (Bestimmung von *Hieracium lachenalii*); Dr. Stefan Kaufmann (Bestimmung der Moose); Prof. Dr. Andreas Matzarakis (DWD, Klima); Achim Mende (Überlingen) für die Überlassung seiner Fotos; Bernhard Thiel für die Übersetzung der Zusammenfassung ins Englische; Gerd Süssbier für das sorgfältige Korrekturlesen.

Literatur

- AUER, M. (2002): Lawinengefahr und Lawinenschutz. – Alpines Sicherheits- und Informationszentrum, Stanz bei Landeck. <https://alpinesicherheit.com/2002/lawinengefahr-und-lawinenschutz-di-martin-auer/>
- BLAUFUß, I. (1988): Das Fahler Wirtshaus. Geschichte und Geschichten um Fahl und das Gasthaus zum Adler. 339 S., Ski-Club Frankenthal e.v., Frankenthal.
- BOGENRIEDER, A. (2001): Schwarzwald und Vogesen – ein vegetationskundlicher Vergleich. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 17: 745-792.
- BOGENRIEDER, A. (2013): Der Feldberg im Schwarzwald. S. 7-28 in REIF A. (Hrsg): Tuexenia Beiheft Nr. 6, Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft (FlorSoz) in Freiburg im Breisgau 2013.
- BOGENRIEDER, A. & WILMANN, O. (1968): Zur Floristik und Ökologie einiger Pflanzen schneegeprägter Standorte im Naturschutzgebiet Feldberg (Schwarzwald). – Veröff. Landesst. f. Naturschutz u. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 36: 9-26.
- BURGA, C.A., BÜHRER, S. & KLÖTZLI, F. (2019): Mountain ash (*Sorbus aucuparia*) forests of the Central and Southern Alps (Grisons and Ticino, Switzerland – Prov. Verbano-Cusio-Ossola, N-Italy): Plant ecological and phytosociological aspects. Tuexenia 39: 121-138. doi: 10.14471/2019.39.016
- BOHNER, A., HABELER, H. STARLINGER F. & SUANJAK, M. (2009): Wirken Lawinen nur zerstörend? S. 1-8 in Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Österreich). https://www.bmlrt.gv.at/land/laendl_entwicklung/Online-Fachzeitschrift-Laendlicher-Raum/archiv/2009/bohner.html
- CARBIENER, R. (1969): Subalpine primäre Hochgrasprärien im herzynischen Gebirgsraum Europas, mit besonderer Berücksichtigung der Vogesen und des Massif Central. – Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem. N.F. 14: 322-345.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- EBERHART, J. (2010): Schnee: drückt, kriecht, gleitet. – Zeitschrift „Specht“ der Stiftung Bergwaldprojekt 01/2010: 2-4.
- FRIEDRICH, B. (2017): Auswirkungen von Schnee und Lawinen auf Gehölze im Bereich einer Lawinenbahn am Feldberg, Schwarzwald. Bachelorarbeit, 54 S., Universität Freiburg, Professur für Standorts- und Vegetationskunde.
- GABL, K. & LACKINGER, B. (Hrsg.) (1988): Lawinenhandbuch. 224 S. Tyrolia Verlag, Innsbruck, Wien.
- GRABHERR, G. & MUCINA, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II – Natürliche waldfreie Vegetation. 523 S., Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York.
- HÜGIN, G. (2006): Die Hochlagenflora des Schwarzwalds und seiner Nachbargebirge. Liste der in Schwarzwald, Vogesen, Nord-Jura und Schwäbischer Alb oberhalb 1000 m nachgewiesenen Farn- und Samenpflanzen. – Kochia 1: 49-104.



- ISSLER, E. (1942): Vegetationskunde der Vogesen, Pflanzensoziologie 5: 189 S. Gustav Fischer, Jena.
- ISSLER, E. (1925/26): Les associations végétales des Vosges méridionales et de la plaine rhénane avoisinante – Bulletin de la Société Historique Nationale de Colmar Tome XVII-XXVII. 426 p.
- LIEHL, E. (1966): Das Zastler Loch, der Kern des subalpinen Naturschutzgebiets Feldberg. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz 9: 1-10.
- LUDEMANN, T. (2012): Die Waldlebensräume und ihre Vegetation – Standorte, Charakterisierung und Verbreitung. S. 180-278 in: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Hrsg.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Jan Thorbecke Verlag, Ostfildern.
- MATZARAKIS, A. (2012): Klima. – S. 95-106 in: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Hrsg.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Jan Thorbecke Verlag, Ostfildern.
- METZ, B. & SAURER, H. (2012): Geomorphologie und Landschaftsentwicklung. – S. 18-62 in: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Hrsg.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Jan Thorbecke Verlag, Ostfildern.
- MEUSEL, H., JÄGER, E. & WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. G. Fischer, Jena.
- MÜLLER, K. (1942): Lawine am Feldberg zerstört Zastler Viehhütte. – Mitt. Bad. Landesver. f. Naturk. u. Natursch. N.F. 4: 377-378.
- OBERDORFER, E. (1978): Klasse Betulo-Adenostyletea Br.-Bl. et Tx. 43. – S. 329-355 in: OBERDORFER, E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil II. 2. Aufl., 355 S., Gustav Fischer, Jena.
- OBERDORFER, E. (1982): Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte Feldberg 1: 25.000. – Beih. Veröff. f. Natursch u. Landschaftspfl. in Baden-Württemberg 28: 1-83.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (Hrsg.) (1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. 472 S., Academic Press Inc., Orlando, Florida.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Hrsg.) (2012): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. 488 S., Jan Thorbecke Verlag, Ostfildern.
- VETTER, A. (1996): Feldberg im Schwarzwald. Selbstverlag der Gemeinde Feldberg.
- WASEM, U. (2005): Auswirkungen von Schnee und Lawinen auf junge Bäume. – http://www.waldwissen.net/wald/schutzfunktion/schnee/wsl_schnee_baeume/index_DE, Stand: 10.02.2005, Zugriff am 01.07.2017.
- WIMMENAUER, W. (2012): Das Grundgebirge im Feldberggebiet. – S. 63-94 in: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (Hrsg.): Der Feldberg. Subalpine Insel im Schwarzwald. Jan Thorbecke Verlag, Ostfildern.

Tab. I: Vegetation der Lawinenbahn am Seebuck, Feldberg, Schwarzwald:

1-9: Zwergstrauch-Gesellschaft (Nardo-Callunetea); 10-35: Hochgrasflur (Sorbo-Camalagrostietum arundinaceae); 36: Brombeer-Bestand; 37- 45 Vogelbeer-Gebüsch; 46-70: Schluchtweiden-Gebüsch (Salicetum appendiculatae). – Abkürzungen: L1 Lawinenzone, Abrissbereich; L1r Lawinenzone, Abrissbereich, randlich; L21 Lawinenzone, Übergang Abrissbereich – mittlerer Bereich; L2 Lawinenzone, mittlerer Bereich; L2r Lawinenzone, mittlerer Bereich, randlich; L23 Lawinenzone, Übergang mittlerer Bereich – Auslaufbereich; L3 Lawinenzone, Auslaufbereich; Bl Blockig, Randbereich; Sri Steilhang in Tauernrinne.

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
Technische AufnNr	83	90	89	84	81	29	26	87	86	25	30	74	85	88	91	75	31	73	72	70	69	66	65	64	28	24	23	22	21	49	48	47	
Lawinenzone	L1	L1	L1	L1	L1	L1	L21	L1	L1	L2	L1	L2	L1	L1	L1	L2	L2	L2	L2	L2	L2	L23	L23	L23	L1	L2	L2	L2	L2	L2	L2	L2	
ID Strukturaufnahme																																	
Höhe B (m)																																	
Deckung B (%)																																	
Höhe S (m)													1	2					4			2	1	1									
Deckung S (%)												3	10			1			20			3	1	1						5		3	
Deckung K (%)	30	55	40	70	20	20	25	45	75	95	95	85	90	85	85	95	90	95	90	90	95	95	90	90	15	95	95	95	95	90	25	90	
Hangneigung (Grad)	45	45	50	40	50	60	35	35	45	35	50	35	35	45	50	30	30	30		45	35	30			55	30	25		15	20	30	20	
Gehölze																																	
Acer pseudoplatanus B	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Acer pseudoplatanus S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	R	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	
Acer pseudoplatanus	.	.	.	+	.	R	.	.	.	R	.	.	1	R	1	.	R	.	.	.	R	.	+	.	.	R	.	.	.	.	R	R	
Salix appendiculata B	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix appendiculata S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	A	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	A	.	1
Salix appendiculata	1	.	.	+	1	+	1	+	.	+	R	R	1	+	B	.	.	.	+	.	R	.	.	.	B	+	R	.	R	.	R	+	
Sorbus aucuparia B	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus aucuparia S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus aucuparia	.	R	.	R	R	.	.	.	.	.	.	.	+	+	R	.	+	R	.	+	+	+	+	+	.	.	+	R	+	.	.	+	
Prunus padus petraea S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Prunus padus petraea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Lonicera nigra S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Lonicera nigra	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Picea abies B	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Picea abies S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Picea abies	+	.	.	R	R	.	R	+	.	.	.	R	.	R	.	R	.	R	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	R	.	R	
Sorbus chamaemespilus S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus chamaemespilus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus aria agg S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus aria agg	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sambucus racemosa S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sambucus racemosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Salix x multinervis	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	A	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
D Initiale hochmontane Zwergstrauch-Gesellschaft (Nardo-Callunetea) (Abrißbereich der Lawine)																																	
Calluna vulgaris	B	B	A	1	A	1	B	B	A	1	.	A	.	R	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.		
Deschampsia flexuosa	R	+	+	+	1	M	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	M	.	
Galium hircynicum	+	1	+	+	+	+	R	.	.	R	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hieracium lachenalii	+	.	.	+	+	+	M	1	1	.	.	R	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Silene rupestris	.	+	1	+	R	.	R	R	R	R	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rosa pendulina	.	R	.	1	.	.	.	+	+	.	.	+	.	1	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	
Gnaphalium norvegicum	.	R	R	+	R	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Nardus stricta	.	+	R	.	.	.	+	B	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rubus saxatilis	.	.	.	+	R	.	.	.	.	.	.	1	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Hieracium prenanthoides	.	1	.	R	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	
Hieracium laevigatum	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
D2 Hochgrasflur (Sorbo-Camalagrostietum arundinaceae) im mittleren Bereich der Lawinenbahn																																	
Vaccinium myrtillus	.	3	3	A	R	.	+	+	3	.	3	+	4	+	.	A	4	1	3	3	3	3	4	B	B	.	3	4	4	5	1	3	B
Calamagrostis arundinacea	.	M	1	3	1	.	+	1	A	B	3	B	B	4	3	+	4	3	3	3	3	B	B	4	3	1	A	A	M	4	3	4	
Meum athamanticum	R	+	.	1	+	+	+	1	.	.	M	+	.	+	.	.	B	M	B	1	1	B	A	1	.	B	A	B	M	1	M	M	
Solidago virgaurea	.	1	.	A	1	M	+	.	M	A	A	M	+	M	M	A	1	1	A	A	A	A	M	.	A	B	A	A	1	M	M	.	
Potentilla erecta	+	1	.	.	R	+	1	+	1	A	A	M	+	A	1	M	1	.	M	A	M	A	.	.	M	B	A	A	1	+	1	1	
Knautia dipsacifolia	.	+	.	+	+	1	.	.	.	1	1	+	+	1	M	1	1	1	1	1	1	+	1	R	+	1	M	1	1	1	R	.	+
Gentiana lutea	.	A	R	R	1	1	M	.	1	+	A	A	+	R	+	+	.	1	+	1	+	1	1	1	.	1	1	A	A	+	1	.	

[illegible]



Fortsetzung von Tab I																																		
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32		
Polygonum bistorta	.	.	.	R	.	.	.	.	R	.	1	1	.	M	1	1	1	+	1	.	1	1	1	1	M	A	.	M	1	+	.	.	1	
Luzula luzuloides	R	.	+	+	.	.	.	1	.	.	M	.	1	.	.	.	+	1	+	1	1	+	.	+	+	.	M	M	M	1	.	1	M	
Leucanthemum ircutsianum	.	+	.	.	1	+	+	M	1	.	1	1	1	+	.	.	+	+	+	1	+	1	1	+	1	1	.	1	1	.	1	+		
Campanula rotundifolia/sch	.	.	.	R	.	+	+	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	R	R	+	+	+	R	.	.	.	
Agrostis capillaris	1	+	.	+	+	1	+	M	+	.	1	+	+	+	1	M	1	+	.	1	1	+	1	+	1	1	1	.	1	.	+	.	.	
Festuca rubra s.l.	R	+	.	+	+	M	+	+	R	.	+	.	1	.	.	.	+	.	M	+	.	.	M	+	R	+	M	1	1	+	.	.	.	
Hypericum maculatum	.	.	.	.	.	.	.	R	R	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	1	1	M	.	R	.	1	+	R	R	.	.	.	.	
Epilobium angustifolium	.	+	.	+	R	R	.	.	.	.	.	1	.	B	.	.	1	.	.	1	.	1	.	R	.	1	.	.	.	.	1	1	.	
Arnica montana	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	1	.	.	.	.	.	R	+	.	.	1	.	.	.	.	+	.	1	+	.	.	.	
Digitalis grandiflora	.	1	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	1	.	M	.	1	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	+	.	
Crepis pyrenaica	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	R	R	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	
Melampyrum sylvaticum	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	M	1	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	
Geranium sylvaticum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	+	+	R	+	+	1	+	.	R	+	R	R	.	.	+	+	R	
Ranunculus nemorosus serp	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	R	.	.	.	.	R	.	.	.	.	R	R	+	1	.	
Phyteuma spicatum	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	+	.	R	.	+	R	+	+	+	+	+	+	+	.	R	R	.	.	+	1	+		
Poa chaixii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	1	.	1	1	.	1	+	+	+	1	1	1	R	R	.	R	.	
D Brombeer-Pionierstadium (randlich, Mitte)																																		
Rubus glandulosus agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
D Schluchtweiden-Gebüsch (Salicetum appendiculatae) im Auslaufbereich																																		
Adenostyles alliariae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Cicerbita alpina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	R	.	.	R	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	
Senecio ovatus	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	R	.	.	.	.	.	.
Athyrium filix-femina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	R	.	.	.	.	R	.	.	.
Rumex alpestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	1	.	.	R	.	R	.	.	.
Ranunculus platanifolius	.	.	.	R	.	.	.	.	1	.	.	+	.	1	.	1	.	1	.	.	R	+	+	.	+	+	+	+	R	+	R	+	.	.
Rubus idaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	M	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	A	.	.	.
Prenanthes purpurea	R	.	.	M	1	.	R	.	R	.	+	.	1	1	.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	1	+	.	.	
Senecio hercynicus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonatum verticillatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.
Dryopteris dilatata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dryopteris filix-mas	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anemone nemorosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.
Stellaria nemorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lilium martagon	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	R	+	.	.	.	.	.	R	.	R	R	.	.	1	R	.	.	
Heracleum sphondylium ele	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Athyrium distentifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lamium galeobdolon	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
D Auslaufbereich, quellig																																		
Chaerophyllum hirsutum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cardamine pratensis nemor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geum rivale	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chrysosplenium oppositifol	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
D Auslaufbereich, nass																																		
Crepis paludosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.
Caltha palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trollius europaeus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba officinalis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ligusticum mutellina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aconitum napellus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alchemilla vulgaris agg.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	R	.	.	.	.	.	.
Ranunculus aconitifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonstige	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula sylvatica	R	.	.	+	1	1	.	+	R	1	1	A	.	.	.	A	+	1	.	.	A	3	B	.	M	1	R	1	1	+	A	.	.	
Silene dioica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	R	+	R	.

[illegible]



Fortsetzung von Tab I																																	
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	
Daphne mezereum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.
Oxalis acetosella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ajuga reptans	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thelypteris limbosperma	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	+	R	+	.	.	.	.	R	+	.	.	+	.	.	+	.	.	.	R	.	.	
Epilobium montanum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Aconitum vulparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthoxanthum odoratum s.l.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	R	.	.	.	
Leontodon helveticus	+	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Trifolium pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex frigida	R	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.
Carex leporina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.
Fraxinus excelsior juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla aurea	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	+	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Centaurea montana	.	.	.	R	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galeopsis tetrahit	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Convallaria majalis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula juv.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dactylorhiza fuchsii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia nemorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Blechnum spicant	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Streptopus amplexifolius	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygala vulgaris	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola spec.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leontodon hispidus	.	.	.	.	.	.	.	M	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Danthonia decumbens	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphrasia rostkoviana	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus squarrosus	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pallescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	.	.	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphrasia rostkoviana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Paris quadrifolia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Moose	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum juniperinum	A	1	.	1	A	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hylocomium splendens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhytidiadelphus triquetrus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum piliferum	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum spec.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pogonatum urnigerum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhacomitrium fasciculare	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhacomitrium lanuginosum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.





Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOL: 10.6094/BLNN/Mitt/23.02	Seiten 41-73	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	--------------	------------------------------------

Naturnahe Traubeneichenbestände auf Silikat im Westschwarzwald: Standort, Vegetation, Gehölzverjüngung

GREGOR HYS, ALBERT REIF



Zusammenfassung

Naturnahe Wälder mit dominierender Traubeneiche (*Quercus petraea*) finden sich in Südwestdeutschland jenseits der Trockengrenze der Buche (*Fagus sylvatica*) bis hin zur Trockengrenze des Waldes, also auf flachgründig-felsigen Böden und begünstigt durch Südexposition.

Auf Silikatstandorten sind Säurezeiger differenzierende Arten des dort azonal vorkommenden Habichtskraut-Traubeneichen-Waldes (*Hieracio-Quercetum petraeae*). Im Südwestschwarzwald lassen sich vier Ausbildungen standörtlich unterscheiden. Durch Indikatoren

*M.Sc. Gregor Hys, Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif, Professur für Standorts- und Vegetationskunde, Universität Freiburg, Tennenbacherstr. 4, D-79106 Freiburg. E-Mail: gregor.hys@googlemail.com, albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de



kann die Naturnähe dieser 36 untersuchten Bestände abgeleitet werden. Hohe Naturnähe, Seltenheit, Gefährdung und lange Habitattradition sind wesentliche Kriterien, die den hohen naturschutzfachlichen Wert dieser Wälder bedingen. Gefährdungsursachen sind Verbiss der Eichenverjüngung durch Wildtiere sowie Verdrängung der Eichen durch Einwanderung von Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) aus angrenzenden Wirtschaftswäldern.

Schlüsselwörter

Quercus petraea, Bewertung, Naturnähe, Seltenheit, Gefährdung, Habitattradition, *Pseudotsuga menziesii*.

Near-natural forest with Sessile Oak (*Quercus petraea*) on silicate soil in western parts of Black Forest, SW Germany: Site, Vegetation, regeneration of trees

Abstract

Near-natural forests dominated by Sessile Oak (*Quercus petraea*) can be found in SW-Germany on sites near the drought limit of forest. This implies (under a climate favourable for beech, *Fagus sylvatica*) shallow, often rocky soils in southern exposition. On silicate sites, acidophilous species are differentiating the Hieracio-Quercetum petraeae. In southwestern Black forest, four types of this association can be distinguished. Based on indicators, the naturalness of the 36 investigated stands can be assigned. High naturalness, rarity, threat and long lasting habitat tradition are the important evaluation criteria to show the high value of these forests. Threats are browsing of juveniles of oak by animals, and immigration of Oregon Pine (*Pseudotsuga menziesii*) from nearby managed forests.

Key words

Quercus petraea, evaluation, naturalness, rarity, threat, habitat tradition, *Pseudotsuga menziesii*.

1. Einleitung

Aufgrund der hohen Sommerniederschläge würde die Buche von Natur aus im Waldland Deutschland dominieren (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Natürliche Traubeneichenwälder findet man daher vor allem auf azonalen, oft felsigen Sonderstandorten in den zentral-europäischen Mittelgebirgen und auf Sandböden im norddeutschen Tiefland (DENZ 1994). Im Zuge der Niederwald- und Mittelwaldwirtschaft wurde die Traubeneiche jahrhundertlang gegenüber anderen Laubbaumarten gefördert und kommt deshalb auf vielen Standorten sekundär vor. Der Anteil der Wälder mit Eichenarten in Deutschland liegt insgesamt bei 10,4%, wobei der Großteil davon auf historische Waldnutzung zurückgeht (BMEL 2014). Die Assoziation der Habichtskraut-Traubeneichenwälder (Hieracio-Quercetum petraeae Lohmeyer 1978), welche in dieser Arbeit hauptsächlich behandelt wird, kommt überwiegend auf steilen bis sehr steilen, schwer zugänglichen, sonnenexponierten, felsigen Standorten auf Silikatgestein vor. Ein Verbreitungsschwerpunkt dieser Sonderstandorte ist das rheinische Schiefergebirge, lokale Vorkommen sind im Odenwald und Schwarzwald (DENZ 1994). Im Schwarzwald kommen diese Wälder topographisch bedingt meist sehr kleinflächig vor.

Habichtskraut-Traubeneichenwälder sind in Baden-Württemberg nach dem Landeswaldgesetz eine seltene Waldgesellschaft und als Waldbiotop geschützt (KERNER & GEISSEL 2013). Die lichten Bestände bieten einen speziellen Lebensraum für viele schützenswerte Tierar-



ten wie beispielsweise den Mittelspecht (*Leiopicus medius*). Landschaftsästhetisch gesehen sind diese Wälder mit ihren besonderen Wuchsformen der Bäume und dem natürlichen Bestandesbild eine ästhetische Bereicherung. Eine forstliche Nutzung ist heute nicht mehr attraktiv (DENZ 1994, GÖRWEIN & LOBINGER 2015, MICHIELS 2015). Die Standorte der Habichtskraut-Traubeneichenwälder sind durch extreme Bedingungen gekennzeichnet, weshalb viele säure- und wärmeliebende Pflanzenarten dort vorkommen (PALLAS 1996, POTT 1995). Invasive Neophyten, Wildverbiss und die Folgen des Klimawandels können die klassische Vegetation der Bestände und die Wuchsbedingungen auf den Standorten langfristig gesehen verändern (FVA 2016, KÖLLING & ZIMMERMANN 2007). Um ein Monitoring betreiben zu können, muss der heutige Zustand der Traubeneichenwälder bezüglich Artenzusammensetzung, Waldstruktur und Prozessen sowie Wildverbiß aufgenommen und dokumentiert werden. Auf dieser Grundlage lassen sich die Zukunftsperspektiven dieser Wälder sowie Optionen für Schutz- und Pflegemaßnahmen ableiten.

2. Die Traubeneiche und ihre Wälder

2.1 Taxonomie, Biologie, Ökologie

Die Traubeneiche unterscheidet sich genetisch, morphologisch und vor allem ökologisch von der Stieleiche (*Quercus robur* L.) und der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.). Aufgrund der hohen Merkmalsvariabilität sowohl innerhalb eines Individuums als auch zwischen den Individuen einer Art ist die Unterscheidung dieser drei Arten oft schwierig (AAS 1993, 2000). Gute Merkmale zur Unterscheidung zwischen Trauben- und Stieleiche sind dabei die Länge des Blattstiels (Traubeneiche >10mm), bei der Traubeneiche Sternhaare auf der Blattunterseite, fehlende Blattbuchtnerven und dicht gedrängte, junge Fruchtstände (KLEINSCHMIT et al. 1995).

Traubeneichen bilden nach Kalamitäten wie Insektenfraß oder Spätfrost Johannis- oder Sommertriebe aus. Diese Anpassung verschafft ihr einen Konkurrenzvorteil, da ein zweites Austreiben nach dem Absterben der ersten Blätter möglich ist. Die Fähigkeit mittels preventiven Trieben Stockausschläge aus Stubben zu bilden, führte zur weiten Verbreitung der Traubeneiche in Nieder- und Mittelwäldern bei Zurückdrängung der Buche (*Fagus sylvatica* L.).

Die Traubeneiche kommt vor allem in Tieflagen und tiefen Gebirgslagen auf trockenen bis frischen, basenarmen bis -reichen, meist flach- bis mittelgründigen, lockeren Stein- und Lehmböden in wintermilder, luftfeuchter Klimlage waldbildend vor (OBERDORFER 1992). Sie hat die engere ökologische Amplitude, den schwächeren Pioniercharakter und kommt schlechter mit kontinentalem Klima zurecht als die Stieleiche (NEOPHYTOU et al. 2014). Die Traubeneiche kann auch bei sehr geringer Wasserversorgung überleben und bei Förderung durch den Menschen auch auf wechsellackenen bis hin zu grundfeuchten Böden mit Grundwasseranschluss wachsen. Auf basenreichen, trockenwarmen Standorten mischt sie sich mit der Flaumeiche, hybridisiert mit dieser, oder wird von dieser ganz ersetzt (SAYER 2000, 2003).

Auf schlecht durchlüfteten oder staunassen Böden kommt die Traubeneiche selten vor. Die Eiche ist extrem anspruchslos bezüglich der Nährstoffverfügbarkeit- und Versorgung des Bodens (KRAHL-URBAN 1959, MICHIELS 2014).



In der Jugend kann die Traubeneiche auch im Halbschatten heranwachsen. Mit zunehmendem Alter jedoch wird die Baumart lichtbedürftiger und verträgt weniger Schatten (AAS 1993, 2000). Ohne ausreichend Licht wird die Eiche auf „nur“ mäßig trockenen Böden von schattentoleranten Baumarten wie der Buche verdrängt (KRAHL-URBAN 1959, MICHIELS 2014, SCHRÖDER 2015) (Abb. 1).

Der Anspruch der Traubeneiche an den Boden ist gering. Ihr Wurzelwerk kann tief in Klüfte eindringen und die Grobborke ist unempfindlich gegenüber Steinschlägen. Deshalb findet man die Traubeneiche auch auf blockreichen, flachgründigen Standorten mit nur initialer Bodenbildung. Auf diesen Sonderstandorten fällt die Wuchsleistung der Buche ab oder sie erreicht ihre Trockengrenze (CHAKRABORTY & REIF 2010). Hier liegen die natürlichen Standorte von Traubeneichenwäldern, hier bildet sie spezifische, azonale Waldgesellschaften (POTT 1995).

2.2 Waldgesellschaften mit Traubeneiche auf potentiell natürlichen Standorten



Abb. 1: Unterständige vertrocknete Tanne im Habichtskraut-Traubeneichenwald. Ab einer gewissen Größe der Jungtannen reicht der Bodenwasserspeicher nicht mehr aus, eine extreme Trockenperiode zu überbrücken. Höllental, 30.5.2017. Foto: © A. Reif.

Natürliche Traubeneichenwälder finden sich typischerweise auf buchenfreien Standorten in mitteleuropäischen Mittelgebirgslandschaften, in denen Silikatfestgesteine anstehen (DENZ 1995, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010), dort vorwiegend auf Sonderstandorten wie Block- und Felshängen in süd- bzw. südwestlicher Exposition. In floristisch verarmter Form existieren kleine Bestände im Westschwarzwald bis in Höhen von über 900 m (Bannwald Scheibenfelsen).

Die relativ artenarmen Eichenwaldgesellschaften sind kaum durch treue Kennarten von anderen Waldtypen abgrenzbar und werden durch zahlreiche trockenheits- und säureliebende Arten differenziert (OBERDORFER 1992, PALLAS 1996). Aufgrund des Vorkommens verschiedener Habichtskräuter (Hieracium-Arten) wie dem Frühblühenden Habichtskraut (*H. glaucinum*), dem Savoyer Habichtskraut (*Hieracium sabaudum*) und dem Doldigen Habichtskraut (*H. umbellatum*) handelt es sich bei den Beständen im Untersuchungsgebiet um den Habichtskraut-Traubeneichenwald (*Hieracio glaucini-Quercetum* Lohmeyer 1978) (DENZ 1994, PALLAS 1996, POTT 1995). Salbei-Ga-





mander (*Teucrium scorodonia*) und Traubige Graslilie (*Anthericum liliago*) sind ebenfalls Differenzialarten gegenüber anderen Waldgesellschaften (DENZ 1994, POTT 1995), eine ausgeprägte Moosschicht findet sich auf den Blöcken und Felsen (DENZ 1994, SUCK et al. 2014).

2.3 Anthropogene Traubeneichenwälder

Anthropogene Traubeneichenwälder sind weit verbreitet, wie die Bundeswaldinventur zeigt (BMEL 2014), doch ist die Unterscheidung zwischen Beständen mit natürlicher und anthropogen entstandener Bestockung schwierig (DENZ 1995). In den meisten Fällen sind die Traubeneichenbestände menschlich entstandene Ersatzgesellschaften des natürlichen Hainsimsen-Buchenwalds (Luzulo-Fagetum). Eichen waren in Mitteleuropa seit Menschengedenken ein multifunktionaler Baum, der insbesondere Bau- und Brennholz, Mast für Schweine und andere Weidetieresowie Tannin für Ledergerbung lieferte (KÜSTER 2013). Daher hat der Mensch die Wälder durch Waldweide und Rodungen, durch bäuerliche Nieder- und Mittelwaldwirtschaft sowie den modernen Forstbetrieb verändert und die Eichen über Jahrhunderte gefördert (KÜSTER 2013), so auch im Schwarzwald (HOCHHARDT 1996) und Elsaß (OSTERMANN 2002).

Durch die kurzen Umtriebszeiten, Waldweide- und Streunutzung kam es zu einem nachhaltigen Nährstoffentzug und zur Versauerung des Bodens (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Diese degradierten Standorte weisen eine den natürlichen Traubenwäldern sehr ähnliche Vegetation auf: Lichtbedürftige, säuretolerante, anspruchslose Arten wurden gefördert, Besenheide (*Calluna vulgaris*) und im Montanbereich Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) belegen die Nährstoffverarmung und Bodenversauerung.

Viele heutige Eichenwälder sind daher sekundär als Ersatzgesellschaften von Buchenwäldern entstanden, oftmals auch durch Pflanzung (POTT 1995). Forstlich gesehen erscheint ein Anbau der Traubeneiche ab einer Jahresmitteltemperatur von 7° C sinnvoll (MICHIELS 1994).

Unterbleibt die menschliche Förderung der Eichen, so unterwandern stärker schattentolerante Baumarten die Eichenwälder und verhindern eine erfolgreiche Eichennaturverjüngung. Ein Großteil der heutigen Alteichenbestände entwickelt sich heute hin zu anderen Waldtypen mit bestandsdominierenden Buchen oder Edellaubbäumen (MEYER et al. 2006), wie Untersuchungen in bayerischen Naturwaldreservaten (MICHIELS 1994) oder die Ergebnisse der Bundeswaldinventuren zeigen (BMEL 2014).

Die Artenzusammensetzung der Traubeneichenwälder liefert Anhaltspunkte für die Entstehung der Wälder und eine Abgrenzung der anthropogenen Bestände von solchen mit natürlicher Bestockung. Insbesondere Anteile der Buche verweisen auf potentiell natürlichen Hainsimsen-Buchenwald hin.

Weitere Indikatoren für eine anthropogene Entstehung der Bestände sind Bestandesbild, Wuchsort und Bestandesgröße: Sekundäre, anthropogene Traubeneichenwälder sind (in der kollinen bis submontanen Stufe) wüchsiger und aus gleichaltrigen, oft geradschaftigen, mittel- bis kurzchronigen, hochwüchsigen Bäumen aufgebaut; die Bestände haben eine größere Flächenausdehnung und reichen über felsige Kernbereiche hinaus und (Schwarzwaldwestrand >200 m²) sind oft leicht zugänglich und siedlungsnah.



3. Untersuchungsgebiet

In der Vorbergzone und im westlichen Teil des Schwarzwaldes kommt die Traubeneiche in der submontanen, montanen und sehr lokal sogar hochmontanen Höhenstufe vor, also dem gesamten Höhengradienten (DENZ 1994). Naturnahe Traubeneichenwälder finden sich kleinflächig vor allem auf süd- bzw. südwestexponierten Steilhängen, Felsen und felsigen Rücken.

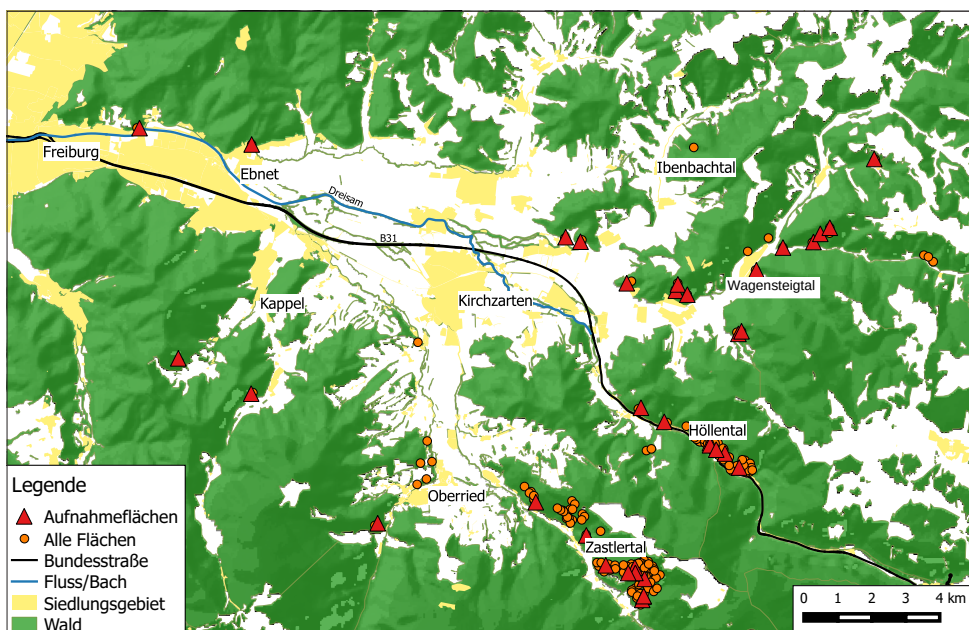


Abb. 2: Wuchsorte der Traubeneichenwälder im Untersuchungsgebiet im Westschwarzwald (Basis: Waldbiotopkartierung) und Bestände mit Aufnahmeflächen dieser Studie.

Ausgewählt als Untersuchungsgebiet wurde der Westschwarzwald im Einzugsbereich der Dreisam östlich von Freiburg (Abb. 2). Die Suche nach geeigneten Beständen erfolgte mit Hilfe des Web Map Services (WMS) der FVA (FVA 2018); dort sind alle Waldbiotope Baden-Württembergs enthalten. Im Untersuchungsgebiet liegen 165 Waldbiotope, die als Traubeneichenwälder definiert sind oder von denen zumindest ein Teil Traubeneichenwald ist.

Alle untersuchten Flächen liegen im Naturraum Hochschwarzwald (LUBW 2017) im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald, dort im Dreisamtal mit seinen Seitentälern (Höllental, Zastlertal, Ibenbachtal, Wagensteigtal, Kappler Tal) sowie am Hirsberg im Freiburger Stadtgebiet (Abb. 2). Zuständige Forstämter sind das Städtische Forstamt Freiburg und das Forstamt Kirchzarten. Alle Karten und räumlichen Auswertungen dieser Arbeit wurden mit QGIS Version 2.8.2 erstellt (QGIS Development Team 2009).

3.1 Klima

Das Klima im Gebiet ist subatlantisch geprägt (GAUER & ALDINGER 2005). Aufgrund des starken Höhengradienten variieren die durchschnittlichen Jahrestemperaturen und Niederschläge stark.

Tab. 1: Mittlerer jährlicher Niederschlag (NS) entlang der Höhenstufen am westlichen Schwarzwaldrand (HÜTTNER & WIMMENAUER 1967)

Station:	Freiburg	Ebnet	Zarten	Oberried	Hofsgrund	Schauinsland
Höhe über NN	281 m	327 m	374 m	455 m	1056 m	1218 m
Mittlerer jährlicher Nieders.	927 mm	1044 mm	1081 mm	1340 mm	1808 mm	1687 mm (verweht)
Mittlere jährliche Temp.	10,7 °C	-	-	-	-	4,5° C

Die mittlere Jahrestemperatur reicht von etwa 10° C im Osten des Freiburger Siedlungsgebiets (kolline Stufe) bis etwa 7° C (untere montane Stufe im Zastlertal), der mittlere jährliche Niederschlag liegt zwischen etwa 900 mm und etwa 1500 mm in der unteren montanen Stufe (Periode 1961-1990) (Tab. 1). Die Mehrzahl der untersuchten Traubeneichenbestände findet sich zwischen 500 und 700 m NN, also in der oberen submontanen und unteren montanen Stufe.

3.2 Geologie und Böden

Der geologische Untergrund besteht vor allem aus Metatexiten und Diatexiten, die aus partiell bis fast vollständig aufgeschmolzenem Paragneis entstanden sind (HÜTTNER & WIMMENAUER 1967, WIMMENAUER & SCHREINER 1999). Diese sind lokal an Oberhängen, auf Bergrücken und steilen Talwänden mit teilweise spektakulären Felsbildungen freigelegt.

Das Zastlertal war während der Würmeiszeit ein typisches, glazial geprägtes Trogtal mit sehr steilen Hängen nach dem Eisrückzug. Mittlerweile hat die fluviale Erosion ein tief eingeschnittenes V-Tal mit einer durchschnittlichen Hangneigung von 32 Grad geformt. Auch das Wagensteig-, Ibenbach- und Höllental sind tief eingeschnittene Erosionstäler. Dort ist das Grundgebirge an dem Mittel- und Unterhängen oft von steinig-lehmigen periglazialen Schuttbildungen mit einer Mächtigkeit von bis zu 30 Metern bedeckt. An anderen Stellen bedecken bis 400 Meter lange Block- und Schutthalden vor allem die nach Süd bzw. Südwest exponierten Hänge. Ab 0,5 - 2 Meter Tiefe sind die Hohlräume zwischen Steinen der Blockhalden zum Teil mit sandigem Lehm gefüllt (SCHREINER & WIMMENAUER 1999). Das Kappler Tal ist sowohl glazial, wie auch durch junge fluviale Erosion geformt. Die Hänge des Zartener Beckens entstanden durch das Zusammenwirken tektonischer Anlage und erosiver Ausgestaltung (HÜTTNER & WIMMENAUER 1967).

Die Böden der Traubeneichenwälder sind fast ausschließlich sehr flachgründige bis geringmächtige, saure, steinige Syrosemi, Ranker und teilweise Braunerde-Ranker (DENZ 1994, POTT 1995, ABEL & RIEDEL 2002). Initiale Stadien der Bodenbildung werden also meistens



nicht überschritten. Diese Böden sind sehr nährstoffarm und sauer. Sie besitzen eine sehr geringe nutzbare Wasserspeicherkapazität, was – neben der Süd- und Südwestexposition die Ursache für die standörtliche Trockenheit darstellt.

3.3 Vegetations- und Nutzungsgeschichte

Von Natur aus finden sich Traubeneichenwälder deutschlandweit an steilen, nach Süd und Südwest exponierten Hängen und auf Bergrücken mit einem hohen Anteil an Felsen, Blockhalden, Blockschutthalden und steinigem Schutt. Auch im Schwarzwald und im Untersuchungsgebiet findet man derartige Wuchsorte in felsreichem Gelände und an Hängen großer Taleinschnitte (DENZ 1994). Diese Standorte sind für Buchen und Tannen zu trocken. Sie sind darüber hinaus schwer zugänglich und wenig produktiv und unterlagen wohl nur einem sehr geringen Nutzungsdruck (DENZ 1994).

Im Untersuchungsgebiet gibt es vor allem über das Zastlertal historische Informationen, da dort viele standortkundliche Untersuchungen stattfanden. Die Besiedlung des Zastlertals begann im Gegensatz zu den Tallagen des Zartener Beckens erst gegen Ende des 14. oder Anfang des 15. Jahrhunderts.

ABEL & RIEDEL (2002) nehmen für die damalige Zeit einen „buchenarmen montanen Buchen-Tannen-Wald“ an, mit 22 % Rotbuche und 48 % Weiß-Tanne (*Abies alba*). Den Eichenanteil schätzte man dort auf 13 %. Bauern nutzten die Bestände in Stockausschlagwirtschaft zur Gewinnung von Brennholz und Holzkohle, zur Aschebrennerei und als Waldweide (vgl. HOCHHARDT 1996). Ende des 19. Jahrhunderts wurden Flächen der ehemaligen Waldweide in Nadelholzbestände umgewandelt. Auch für das Untersuchungsgebiet ist also anzunehmen, dass die Eiche gegenüber der Buche auf Grund ihres besseren Stockausschlagvermögens über Jahrhunderte gefördert wurde (vgl. DENZ 1994), insbesondere nahe der Trockengrenze der Buche. Noch heute zeugen reliktsiche Kiefern (*Pinus sylvestris*) von früheren Versuchen, nach dem letzten Kahlhieb des Eichenbestandes einen Bestockungswandel herbeizuführen (Abb. 3).



Abb. 3: Reliktische Waldkiefern zeugen von früheren Versuchen, den Eichen-Stockausschlagwald in einen Nadelwald umzuwandeln. Höllental, 30.5.2017. Foto: © A. Reif.



3.4 Schutzstatus

Europaweit sind bodensaure Eichenwälder gemäß der FFH-Richtlinie nur in der Ausbildung als Lebensraumtyp 9190 „alte bodensaure Eichenwälder mit *Quercus robur* auf Sandebenen“ geschützt, die in Deutschland fast ausschließlich auf das nordwest- und nordostdeutsche Tiefland beschränkt sind (SCHMIDT et al. 2011). Die naturnahen bodensauren Traubeneichenwälder im Westschwarzwald sind lediglich als gesetzlich geschützte Waldbiotope nach dem Landeswaldgesetz (§30a LWaldG) und dem Bundes- und Landesnaturschutzgesetz (§30 BnatSchG, §32 LnatSchG) geschützt (KERNER & GEISEL 2013). Dieser gesetzliche Schutz verbietet die Beschädigung oder Zerstörung solcher Biotope. Eine Verpflichtung zu möglicherweise erforderlichen Pflegemaßnahmen besteht jedoch nicht (ForstBW 2019). Nachhaltiger Schutz und die Pflege dieser Waldbereiche soll über die ordnungsgemäße forstliche Bewirtschaftung gewährleistet werden (KERNER & GEISEL 2013). Nach der Waldbiotopkartierung sind von den aufgenommenen 36 Beständen 20 als „seltene naturnahe Waldgesellschaften“ erfasst, 13 Flächen als „Naturgebilde“ und drei Flächen als „struktureiche Waldbestände“ (KERNER & GEISEL 2013).

Durch das Waldgesetz streng geschützt sind die Traubeneichenbestände am Scheibenfelsen im Zastlertal als Bannwald, also als Totalreservat mit dem Ziel der ungestörten natürlichen Entwicklung. Gemäß dieser Verordnung ist jeglicher Eingriff bis auf die in §5 unter „zulässigen Handlungen“ aufgeführten Maßnahmen wie z.B. Verkehrssicherungsmaßnahmen verboten (§30a LWaldG, KÖRPERSCHAFTSFORSTDIREKTION UND FORSTDIREKTION FREIBURG 2017).

3. Methode

3.1 Datenerhebung

3.1.1 Flächenauswahl

Die Auswahl an Traubeneichenstandorten für diese Untersuchung war aufgrund ihrer Seltenheit und Kleinflächigkeit sehr limitiert. Folgende Kriterien zur Auswahl der Bestände fanden Anwendung:

- (1) In die Auswahl aufgenommen wurden Waldbiotope mit Vorkommen von „Hainsimsen-Traubeneichen-Wald“ und „Hainsimsen-Traubeneichen-Wald mit Leimkraut (*Silene nutans*)“ (GEISEL & KERNER 2013).
- (2) Bestände aus allen Meereshöhen sollten repräsentiert sein. Allerdings konzentrieren sich die Vorkommen an der Grenze zwischen submontaner und montaner Stufe (Abb. 4).
- (3) Bestände sollten ohne Gefahr erreicht und bearbeitet werden können.
- (4) Die ausgewählten Bestände sollten eine Mindestgröße von 500 m² besitzen, damit in diesen Aufnahmeflächen zur Datenerfassung eingerichtet werden können. Kleinere Bestände kamen – um Randeffekte zu vermeiden – nur ausnahmsweise in Frage. Vorerkundungen ergaben, dass sich auf kleineren Waldbiotopen häufig nur solitäre Traubeneichen finden bzw. die Randeffekte sehr groß sind.
- (5) Die Aufnahmeflächen sollten standörtlich homogen sein (DIERSCHKE 1994).

Von den 76 Beständen, welche die Anfangskriterien erfüllt haben ($>500 \text{ m}^2$, Lage im Untersuchungsgebiet) haben sich 36 als geeignet erwiesen. Folgende Bestände, die bei der Biotopkartierung als Traubeneichenwälder beschrieben sind, wurden nicht für diese Untersuchung aufgenommen:

- „Durchgewachsene“ ehemalige Eichen-Mittelwälder auf wüchsigen Standorten mit Bodenvegetation von Tannen-Buchenwäldern;
- Eichenwälder mit dichter unterständiger Tannen- oder Buchenverjüngung bzw. zweiter Bestandsschicht aus Tanne bzw. Buche;
- Einzelbäume auf Blockhalden;
- Felsköpfe mit räumigen Eichenbestand und Felskopfvegetation;
- Bei Vorhandensein mehrerer ähnlicher Flächen im gleichen Bestand wurden Daten von nur einer Probefläche erhoben.

Ehemalige Mittelwälder, also sekundäre Traubeneichenwälder auf potenziell natürlichen Buchen- und Tannenstandorten, wurden in diese Arbeit nicht einbezogen, da die Eichen dort sehr wüchsig waren, eine Verjüngungsschicht aus Tanne bzw. Buche vorkam und eine buchenwaldähnliche Zusammensetzung der Krautschicht existierte.

Bei manchen Beständen war unklar, ob es sich um einen primären oder sekundären Traubeneichenwald handelt, weil die Bodenvegetation bis auf den leicht erhöhten Anteil an Heidekraut und Buche dem eines Traubeneichenwaldes auf sehr schwachwüchsigen Standorten entspricht. In derartigen Beständen wurde eine Aufnahme­fläche an der Stelle mit der geringsten Wüchsigkeit der Baumschicht eingerichtet. In den meisten Fällen waren dies auch die Flächen mit den geringsten Rande­effekten im Bestand bzw. die Stellen, in denen die Anzeichen für bessere Wasserversorgung am niedrigsten waren.

Die Unterlagen der Waldbiotopkartierung der 36 Bestände wurden nach brauchbaren Informationen ausgewertet. Bedeutung hatten Hinweise auf Pflegemaßnahmen, Erst- und Kontrollaufnahme. Die ausgewählten Bestände decken einen Höhengradienten von 326 bis 973 m ü. NN ab. 32 Bestände liegen im Landkreis Hochschwarzwald, vier

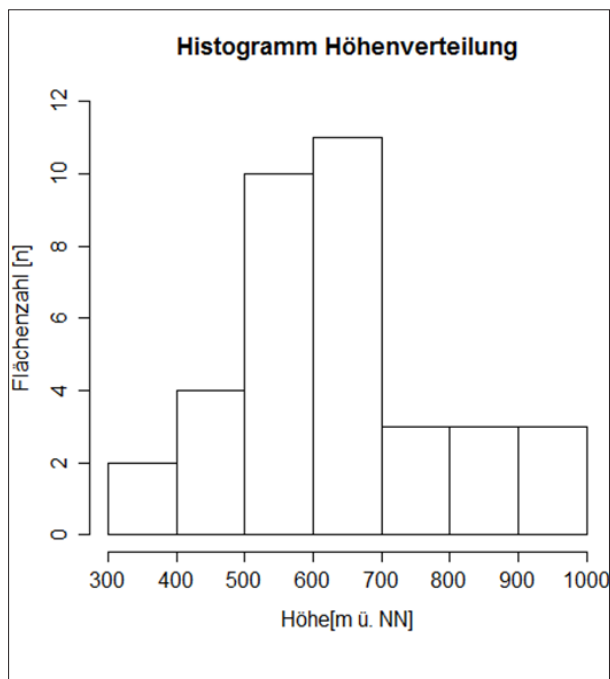


Abb. 4: Höhenverteilung der Aufnahme­flächen.

auf dem Gebiet der Stadt Freiburg. In jedem dieser Bestände wurde eine Aufnahme-
fläche angelegt.

3.1.2 Auswahl der Aufnahmeflächen in den Beständen

Die 36 Bestände von Traubeneichenwäldern lassen sich in vier Typen unterteilen:

- (1) Einheitliche Bestände auf Blockhalde bzw. verblocktem Rücken, teilweise kleinflächig (500 m²). Hier wurde die Aufnahmefläche so gewählt, dass die Randeffekte möglichst klein sind. Oft gab es nur einen Kernbereich, in dem die Traubeneiche dominierte.
- (2) Großer (>1 ha) einheitlicher Eichenbestand (z.B. im Höllental, teilweise Zastlertal). Hier wurde die Aufnahmefläche tendenziell in die Mitte des Bestandes gelegt und sollte das Erscheinungsbild des Waldes repräsentieren.
- (3c) Wüchsiger Standorte (Höhenwachstum), möglicherweise degradierte Hainsimsen-Buchenwälder.
- (4) Felsköpfe und felsige Rücken. Felsköpfe und felsige Rücken wurden nur aufgenommen, wenn sich auf den Felsen traubeneichenwald-ähnliche Strukturen bzw. ein zumindest lichter Bestand ausgebildet hat. Felsen mit klassischer Felskopfvegetation und wenigen Einzelbäumen wurden nicht aufgenommen, da ein Vergleich mit den anderen Standorten aufgrund des unterschiedlichen Arteninventars nicht zielführend wäre. Neben einer größeren Anzahl an Bäumen war hier auch der Deckungsgrad entscheidend. Felsen mit geringer Baumdeckung und wenigen einzelnen Bäumen wurden nicht erfasst.

Allgemein wurde im Zweifelsfall immer die Fläche mit den am wenigsten vitalen und wüchsigen Traubeneichen, geringsten Randeffekten, der besten Repräsentanz des Gesamtbestandes und ohne Vorkommen von Buchen und Tannen im Herrschenden ausgewählt.

3.1.2 Aufnahme von Vegetation und Standort

Die Daten wurden zwischen dem 18. August und dem 18. September 2017 aufgenommen. In jedem der 36 Bestände wurde eine Aufnahmefläche zur Erhebung von Vegetations- und Strukturdaten, von topographischen und von Bodenmerkmalen eingerichtet. Mit 100 m² liegt die Größe der Aufnahmeflächen am unteren Ende der Empfehlungen für das Minimumareal von Wäldern (DIERSCHKE 1994). Bei den oft sehr kleinflächigen Traubeneichenbeständen hätte jedoch eine größere Aufnahmefläche die Kriterien der strukturellen, floristischen und ökologischen Homogenität nicht erfüllt. Die Form der Aufnahmefläche war ein Rechteck von 5 x 20 m, ausgerichtet senkrecht zum ökologischen Hauptgradienten am Wuchsort. Bei einer Fläche musste als Aufnahmefläche ein sehr langes Rechteck (4m x 25m) zum Einsatz kommen.

Auf den Aufnahmeflächen wurden alle Gefäßpflanzen und mineralbodenbesiedelnden Moose unter Verwendung der erweiterten Skala für die Schätzung von Artmächtigkeit nach BARKMAN et al. (1964) erfasst. Arten, die auf erkennbaren Sonderstandorten wie Totholz, Felsspalten oder Wurzelaufläufern wuchsen, wurden nicht in die Aufnahme einbezogen. Ausschlaggebend für diese Entscheidung war die Bedeckung mit Humus. Bei mehr als 2 cm organischer Auflage wurden die Standorte zum Waldboden gezählt (WALENTOWSKI et al. 2014).



Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten richtet sich nach JÄGER et al. (2017), die der Moose nach FRAHM & FREY (2004).

Standortparameter

Die Lage im Gelände kann eine entscheidende Rolle bei der Differenzierung der Vegetation der Traubeneichenwälder spielen. Die Reliefansprache wurde in Anlehnung an die Forstliche Standortskartierung durchgeführt (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2016). Die Hangposition wurde eingeteilt in (1) Felsköpfe, Rücken, Kuppen und Oberhang (OH); (2) Mittel- (MH) und (3) Unterhang (UH). Hieraus wurde in Anlehnung an BUFFO et al. (1972) die Einstrahlung abgeleitet.

Bodenparameter

Als Bodenparameter wurden der an der Oberfläche sichtbare prozentuale Anteil an offenem Mineralboden, Totholz, Steinen und Streuauflage aufgenommen. Diese Parameter können einen Einfluss auf die Verjüngungssituation der Bestände haben, da die Fruktifikation der Eicheln, aber auch deren Überlebenswahrscheinlichkeit von der Mächtigkeit der Streuauflage der Humusform und dem Erreichen des Mineralbodens abhängt (MÖLDER et al. 2009).

Um die Gründigkeit der Standorte abzuschätzen, wurde ein Hohlmeißelbohrer fünfmal auf der Fläche eingeschlagen und aus den Bohrgründigkeiten ein Mittelwert gebildet. Auf Blockhalden und reinen Felsstandorten war das nicht möglich. Der erzielte Wert ist sehr ungenau und gibt „nur“ einen Hinweis auf die Mindestgründigkeit des Bodens.

Die Textur wurde nach ARBEITSKREIS FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG (2016) bestimmt.

Die Schätzung des Volumenanteils des Bodenskeletts fand mittels Mengeklassen in sechs Stufen statt.

Die nutzbare Feldkapazität (nFK) der Standorte wurde aus der Mindestgründigkeit, der Textur und dem grob geschätzten Steingehalt der Bodenproben berechnet. Die wirkliche Wasserspeicherkapazität ist sicherlich größer, da weder Gründigkeit noch Durchwurzelungstiefe zuverlässig bestimmt werden konnten. Dennoch ist es damit möglich, die Standorte zueinander ins Verhältnis zu setzen.

Strukturparameter

Durch die Strukturparameter können Aussagen über Wüchsigkeit und Vitalität der Einzelbäume und Stabilität des Bestands getroffen werden (BURSCHEL & HUSS 2003). Außerdem zeigen sich eventuell Zusammenhänge zwischen der Bodenvegetation, Verjüngung der Baumarten und der Bestandesstruktur. Erhoben wurden folgende Parameter:

- Baumhöhe (in m).
- Kronenansatz: Hier wurde der Anteil der Krone an der Gesamthöhe der Bäume im Bestand eingeschätzt. Die Bäume wurden nach RITTERSHOFER (1994) in lang- (> 50 % der Gesamthöhe), mittel- (25 % - 50 % d.G.) und kurzkrönig (<25 % d.G.) klassifiziert. Bäume mit einem tiefen Kronenansatz haben in den meisten Fällen ein besseres Höhen-Durchmesser-Verhältnis und sind damit stabiler gegen Windwurf. In der herrschenden Schicht eines Bestands sind sie weniger Konkurrenz ausgesetzt, da sie einen größeren Standraum haben. Deshalb werden sie als vitaler eingeschätzt (BURSCHEL & HUSS 2003).



- Feinreisiganteil der Krone (viel, mittel, wenig Feinreisig) und Totholzanteil. Bäume mit viel Feinreisig und wenig Totholz besitzen die höchste Vitalität. Bäume mit wenig Feinreisig und viel Totholz sind weniger vital (SEEMANN et al. 2005).
- Die Vitalität der Eichen wird aus den Faktoren Feinreisiganteil, Totholzanteil und Kronenansatz abgeleitet (vgl. SEEMANN et al. 2005). Dies weicht ab von einer eher ökonomisch bezogenen Einschätzung der Vitalität anhand von Zuwachs oder Bonitierung (BARSIG 2002, SCHRÖDER 2015). Letztere Ansätze sind für Wirtschaftswälder ausgelegt und geben keinen Hinweis auf die Zukunftsfähigkeit eines Bestands auf extremem Standort wie Traubeneichenwäldern auf azonalen Standorten.
- Die soziale Stellung der Eiche im Bestand nach KRAFT (1884) (vgl. RITTERSHOFER 1994) weist darauf hin, ob sie in Zukunft von einer anderen Baumart wie der Buche verdrängt werden kann. Finden sich beispielsweise in einem Traubeneichenbestand wenige vor- oder mitherrschende Buchen, so wird sich dort mit der Zeit ein Buchenwald etablieren, da die lichtbedürftige Eiche auf Dauer absterben wird.
- Stockausschlag oder Kernwuchs: Die Stammbasis der Eichenstämme weist auf die frühere Nutzung und ggf. Bestandsbegründung hin. Sind die Eichen aus Stockausschlag entstanden, ist zumindest sicher, dass der Standort schon seit einer Generation davor mit Eichen bestockt ist. Kernwüchsigkeit weist auf sehr schwachwüchsigen Standorten darauf hin, dass es sich um primären oder sehr lange nicht genutzten Eichenwald handelt.
- Schichtung des Bestandes: Besteht eine zweite Bestandsschicht in einem Traubeneichenbestand nur aus vitalen schattentoleranteren Baumarten wie zum Beispiel Buche oder Tanne, so wird die Traubeneiche auf diesem Standort verdrängt werden (RITTERSHOFER 1994, MICHIELS 1994). Findet sich dagegen unterständige Buchenjungwüchse mit ausgeprägten Symptomen der Wipfeldürre, so weist dies auf die Natürlichkeit der Eiche hin (CHAKRABORTY et al. 2013).
- Struktur des Kronendaches: Klassifizierung in die Kronenschlußgrade „räumig“, „locker“, „licht“, „geschlossen“ oder „gedrängt“ (RITTERSHOFER 1994).
- Hinweise auf Nutzung. Die untersuchten Bestände weisen keine Stubben oder jüngere Stockausschläge auf, wurden also in den letzten Jahrzehnten nicht genutzt.

3.2 Datenauswertung

3.2.1 Klassifikation

Clusteranalysen zielen auf die Abgrenzung von Vegetationseinheiten hin, in diesem Fall basieren sie auf den 36 Vegetationsaufnahmen mit ihren Arten in Form einer ungeordneten Rohtabelle. Für die Clusteranalyse wurden die Vegetationsdaten von der modifizierten Braun-Blanquet-Skala in eine Transformationsskala nach VAN DER MAAREL (2007) umgewandelt. Da viele Arten nur mit sehr geringen Deckungsgraden vorkommen, für die Differenzierung der Bestände aber vor allem Arten mit niedrigen Deckungsgraden entscheidend sind, wurden die Vegetationsdaten mit der Quadratwurzel transformiert. Die Klassifikation mittels der Funktion „dist“ des Package „stats“ erfolgte unter Berechnung der euklidischen Distanzen zwischen den Probeflächen. Dabei wurden die einzelnen Aufnahmen (sowie danach auch Arten) auf der Grundlage ihrer (Un-)Ähnlichkeit geordnet, sodass sich in ei-



nem Cluster Aufnahmen mit ähnlicher Artenzusammensetzung befinden (LEYER & WESCHE 2008). Das Dendrogramm wurde unter Einbeziehung von Ward's minimum variance durch Schwellenwerte der Unähnlichkeit in vier bis sieben Clustergruppen unterteilt (Funktion: hclust, Methode: „ward.D2“, Package: „stats“). Im letzten Schritt erfolgte eine manuelle Nachbereitung der Aufnahme- und Artengruppen in Anlehnung an DIERSCHKE (1994). Dadurch konnten die Vegetationstypen und die jeweils differenzierenden Arten identifiziert werden (Tab. 2).

3.2.2 Zeigerwerte

Die Zeigerwerte wurden nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) für alle Aufnahmen ungewichtet berechnet. Eine Wichtung der Deckungsgrade der Arten wurde nicht als zielführend erachtet, da oftmals starker Wildverbiss auf den Aufnahmeflächen die Deckung von mehreren Arten (Habichtskräuter, Eichen- und Buchensämlinge etc.) reduzierte. Umgekehrt dazu kommen kaum verbissene Arten wie Drahtschmiele und Weiße Hainsimse sehr stet und mit höheren Deckungen vor und hätten bei einer gewichteten Auswertung einen überproportionalen Anteil am Zeigerwert der Aufnahmen.

3.2.3 Einschätzung der Naturnähe / Hemerobie

Naturnahe Eichenwälder existieren ohne Hilfe des Menschen, naturferne Eichenwälder bedürfen der Pflege, wenn sich die Eiche künftig gegenüber ihren Konkurrenten dort halten soll. Daher ist die Kenntnis der Naturnähe bedeutsam. Da Naturnähe nur schwer ermittelbar ist, ist die Hemerobie (Grad des menschlichen Einflusses) ebenfalls ein guter Indikator.

Ein eindeutiges Zeichen einer ehemaligen Nutzung sind Stockausschläge und Stubben, wobei diese keine Aussage darüber zulassen, ob der Bestand primär oder sekundär ist. Weitere für die untersuchten Bestände spezifischen Dokumente scheinen nicht zu existieren. Weder die Daten der Forsteinrichtung noch die Biotopkartierung treffen eine Aussage zur ehemaligen Nutzung bzw. Naturnähe der Wälder.

Um Hinweise auf die natürliche Eignung des Standorts als Traubeneichenwald zu bekommen, eignen sich Vegetations- und Standortdaten. DENZ (1994) listet verschiedene Parameter auf, die auf sekundäre Traubeneichenbestände hinweisen, die also aus degradierten Hainsimsen-Buchenwäldern entstanden. Von Bedeutung hierzu ist die Kenntnis des Schwellenwerts des Überlebens der Buche auf den südwestdeutschen Trockenstandorten (CHAKRABORTY et al. 2013, 2017).

Als Indikatoren für naturnahe Traubeneichen-Standorte dienten (1) die Kronenlänge der Eichen ist lang oder mittel, der Kronenansatz ist niedrig, die Wuchshöhe ist relativ niedrig. (2) Abwesenheit oder starke Wipfeldürre von unterständiger Rotbuche; (3) geringe Deckung oder völliges Fehlen von Buchenwaldarten in der Krautschicht; (4) Vorkommen von Arten trockener Standorte wie Habichtskräuter, Traubige Graslinie (*Anthericum liliago*), Salbeigamander (*Teucrium scorodonia*) oder Nickendes Leimkraut (*Silene nutans*); (5) Besenheide oder Heidelbeere kommen mit über fünf Prozent Deckung vor.

Verbiss

Bei der Datenaufnahme wurde häufig Gams- und Rehwild gesichtet. Für die Einschätzung der Verbissituation wurden Indikatoren aus Gehölzverjüngung und Bodenvegetation betrachtet und vier Verbissgrade konstruiert (Tab. 2). Waren neben den Laubbäumen auch die



Nadelbäume verbissen, wurde das als ein Zeichen für einen stärkeren Verbisssdruck gewertet (RITTERSHOFER 1994).

Tab. 2: Verbissskategorien (VW = Verbissswert; Rot = völliges Fehlen; Orange = stark oder extrem verbissen; Grün = wenig oder mittel verbissen).

Verbissswert	Bodenvegetation	Laubholz	Nadelholz o. Douglasie	Douglasie	Eiche	Verbiss
1	Orange	Orange	Orange	Grün	Orange	Douglasie nicht verbissen, andere Baumarten verbissen
2	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Nadelholz und Laubholz stark verbissen, Eichenverjüngung vorhanden
3	Orange	Orange	Orange	Orange	Rot	Eichenverjüngung fehlt
4	Rot	Rot	Rot	Rot	Rot	Bodenvegetation fehlt fast völlig, keine Verjüngung von Baumarten

Wenn überhaupt keine Verjüngung angetroffen wurde, wurde dies als bestandsgefährdender Verbiss gewertet. Auch die Bodenvegetation wurde in eine abgestufte Verbissschätzung einbezogen. Blockhalden mit einer Steinbedeckung des Bodens von 80, 90 bzw. 100 % wurden nicht in die Analyse miteinbezogen. Eine Fläche wurde aufgrund der Moosdeckung von 90 % als „Sonderstandort“ aus der Analyse genommen.

Der Verbiss an der Verjüngung der Gehölze wurde in vier Stufen aufgenommen (kein Verbiss, wenig, mittel, stark, extrem verbissen) (Tab. 2).

Verjüngung der Baumarten einschließlich Douglasie

Sämlinge und Jungpflanzen wurden in der Krautschicht, Jungwüchse >1 m in der Strauchschicht erfasst.

Um eine Einschätzung des Sameneintrags der Douglasie vornehmen zu können, wurde jeweils die Entfernung zwischen dem Traubeneichenbestand und dem nächstgelegenen Waldbestand mit reproduktionsfähigen Douglasien ermittelt. Mit Genehmigung der Behörden konnten Daten aus den Forsteinrichtungen der Jahre 2011 bis 2017 für den Staatswald des Landkreises Breisgau-Hochschwarzwald und Daten der Stadt Freiburg einbezogen werden. Die Auswertungen wurden mit einem Douglasienanteil von unter 30 % und über 30 % Anteil in den Beständen durchgeführt (Abb. 7). Hintergrund ist, dass der Vermehrungsdruck auf angrenzende Flächen bei höheren Anteilen einer Pflanzenart steigt und bei niedrigeren Anteilen eher gering ist (COLAUTTI 2004).

Die Daten der Forsteinrichtung für Privat- und Kommunalwald sind zwar ebenfalls vorhanden. Im Rahmen dieser Arbeit war es leider nicht möglich die Zustimmung zur Nutzung der Inventurdaten aller 36 Waldbesitzer im Untersuchungsgebiet einzuholen. In Kommu-



nal- und Privatwäldern besteht keine Richtlinie über Abstände zu Waldbiotopen. Gesetzlich gilt nur das Verbot einer direkten Zerstörung des Biotops, also eine direkte Pflanzung im eichengeprägten Waldbiotop (§30a LWaldG).

4. Vegetation der Traubeneichen-Wälder

4.1 Waldtypen

Die Traubeneichenwälder im Untersuchungsgebiet sind artenarme, bodensaure Wälder von subatlantischer Prägung, wo auf nährstoffarmen, sauren Böden die Wuchsleistung der Buche abfällt oder die Trockengrenze der Buche überschritten wird. In der Baumschicht herrscht die Traubeneiche auf fast allen Flächen mit hohen Deckungsgraden vor (Abb. 5). Auf einigen Flächen tritt die Rotbuche als Einzelbaum oder mit geringen Deckungen (10-20 %) hinzu. Auf 6 Flächen sind Douglasie, Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Fichte (*Picea abies*) vertreten.

In der Strauchschicht kommt die Traubeneiche auf fast allen Flächen nur selten und mit jeweils geringen Anteilen vor. Häufiger sind hier Douglasie, Rotbuche und Weiß-Tanne (*Abies alba*), selten treten Fichte, Waldkiefer, Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und Felsenbirne (*Amelanchier ovalis*) hinzu. Wipfeldürre bei unterständigen Buchen sowie vertrocknete Tannenverjüngung zeigen, dass diese konkurrenzstarken Baumarten sich an ihrer Trockengrenze befinden.

In der Krautschicht haben die Magerkeits- und Säurezeiger Draht-Schmiele und Weiße Hainsimse eine hohe Stetigkeit und kommen auf fast allen Flächen vor. Häufig sind auch Salbei-Gamander und Jungwüchse der Douglasie. Die Mittelwerte der Zeigerwerte nach El-



Abb. 5: Naturnaher Habichtskraut-Traubeneichenwald. Höllental, 0.5.2017. Foto: © A. Reif.



lenberg (2001) für alle Aufnahmeflächen spiegeln die Standortbedingungen wider (mittlere Reaktionszahl von 2,6 = sauer; mittlere Stickstoffzahl mit 3,8 = mager).

Aufgrund ihrer Artenzusammensetzung wurden die Traubeneichenwälder des Gebietes der Assoziation der Habichtskraut-Traubeneichenwälder (*Hieracio-Quercetum petraeae* Lohm. 78) zugeordnet (vgl. DENZ 1994, PALLAS 1996). Diese lassen sich lokal in insgesamt 4 Ausbildungen untergliedern:

- Die Ausbildung mit **Wiesen-Wachtelweizen** (*Melampyrum pratense*) kommt vor allem in der submontanen Stufe vor. Die Krautschicht ist mit Mausohr-Habichtskraut (*Hieracium murorum*), Frühblühendem (*Hieracium glaucinum*) und Doldigem Habichtskraut (*Hieracium umbellatum*), Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Hasenlattich (*Prenanthes purpurea*) und Tüpfelfarn (*Polypodium vulgare*) relativ artenreich. Selten kommen Behaarter Ginster (*Genista pilosa*) oder Traubige Graslilie (*Anthericum liliago*) vor. Hier besitzt die Douglasie geringe Anteile in der Baum- und Strauchschicht und tritt mittelstet auch in der Verjüngung auf.
- Die Ausbildung mit **Heidelbeere** (*Vaccinium myrtillus*) kommt auf felsigen, flachgründigen Standorten vor. Heidekraut (*Calluna vulgaris*) hat hier seinen Schwerpunkt, Mineralbodenarten treten zurück. SUCK et al. (2014) sehen die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) als Zeichen für buchenfähige (Sekundär-)Standorte. Die Bestände dieser Ausbildung erinnern bereits an die nordisch-borealen Beerstrauch-Eichenwälder (vgl. PALLAS 1996).
- Die Ausbildung mit **Wald-Reitgras** (*Calamagrostis arundinacea*) wurde auf Felsstandorten mit Mineralbodenauflage (Ranker) im Höllental angetroffen.
- Die **artenarme Ausbildung** findet sich in der mittleren bis oberen montanen Stufe auf Blockhalden ohne Mineralboden wie am Scheibenfelsen oder im Spitzendobel. Hier bedecken vor allem Moose und Flechten die Oberfläche (vgl. LÜTH 1990).

4.3 Verjüngung der Baumarten

Auf potentiell natürlichen Traubeneichenbeständen sollte sich, abgesehen von der Traubeneiche selbst, keine andere Baumart erfolgreich verjüngen können. Das Auftreten von unterständigen oder mitherrschenden Tannen und Buchen muss entweder auf kleinstandörtlich bessere Wasserversorgung zurückgeführt werden, oder auf historische Verdrängung und heutige Wieder-Einwanderung dieser Schattbaumarten auf einem potentiell natürlichen Buchenwaldstandort. Insgesamt gesehen findet sich die Traubeneiche relativ häufig als Sämling, jedoch auf nur 6 Aufnahmeflächen in der Strauchschicht. Dies weist darauf hin, dass eine erfolgreiche Etablierung und Einwachsen in den Bestand nur ausnahmsweise erfolgreich ist.

Auffallend ist das Auftreten der Douglasie in allen Bestandsschichten, sie findet sich in 22 Aufnahmeflächen in der Krautschicht und in 12 in der Strauchschicht (Abb. 6).

4.4 Ausbreitung der Douglasie

Die Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen weist darauf hin, dass „eine natürliche Ausbreitung der Douglasie in naturnahe Lebensräume auf bodensauren, basenarmen und trockenen Standorten (Birken-Eichenwälder, Traubeneichenwälder, Eichen-Mischwälder, sowie Offenlandbiotope, wie z.B. Schutthalden) erfolgreich sein kann“. Deshalb ist ein Ab-

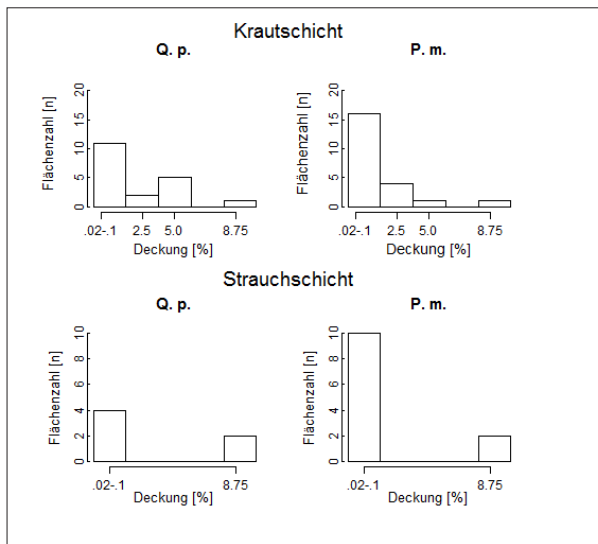


Abb. 6: Deckung von Traubeneiche und Douglasie in Kraut- und Strauchschicht, konstruiert aus den prozentual transformierten Braun-Blanquet-Daten (n = 36). Q.p. = *Quercus petraea*; P.m. = *Pseudotsuga menziesii*.

stand von i.d.R. 300 m zu sensiblen Biotopen einzuhalten (BINDEWALD et al. 2021). In der Literatur gibt es unterschiedliche Angaben über die Distanz, über die sich die Douglasie ausbreiten kann. Diese reicht von mehreren hundert Metern bis hin zu zwei Kilometern (KOWARIK & RABITSCH 2010).

Insgesamt am häufigsten von allen Baumarten auf den Aufnahmeflächen und in mehreren Beständen war Anflug von Douglasienverjüngung. Die Vorkommen der Douglasienjungpflanzen sind auf Sameneintrag von Wirtschaftswaldbeständen mit fruktifizierenden Douglasien zurück zu führen, eine Pflanzung erfolgte in den Waldbiotopen nicht. Das Invasionspotential der Douglasien kann durch eine Analyse der Entfernung der Aufnahmeflächen von fruktifizierenden Douglasienbeständen eingeschätzt werden. Allerdings wurden diese Daten nur für die städtischen und staatlichen Wälder zur Verfügung gestellt, nicht jedoch für die Kommunal- und Privatwälder. FORSTBW (2014) nimmt in der Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen eine Entfernung (Pufferbreite) von 300 m als ausreichend an. TSCHOPP et al. (2014) dagegen gehen von bis zu 2000 Metern aus, über die hinweg sich die Douglasie ausbreiten kann. Daher basiert diese Analyse auf zwei Pufferbereichen um Douglasienbestände (Tab. 3, Abb. 7).

Folgende Aussagen lassen sich treffen:

- 15 der 36 Flächen im Untersuchungsgebiet liegen nicht im Staatswald bzw. besitzen einen größeren (>300 m) Abstand zu diesem. Dabei handelt es sich vor allem um die Flächen im Ibenbach- und Wagensteigtal.
- 5 Flächen liegen direkt angrenzend an einen Bestand, in dem die Douglasie vorkommt.
- Bei 21 = 60 % der Aufnahmeflächen sind fruktifizierende Douglasienvorkommen weniger als 300 m entfernt (Durchschnitt: 232 m), 29 Flächen = 80 Prozent liegen im Pufferbereich von 2000 Metern.

- Drei Flächen, in denen die Douglasie in der Baumschicht vorkommt, grenzen an einen Bestand, in dem die Douglasie vorkommt. Sie liegen im Kappelertal und im vorderen Zastlertal auf felsigen Steilhängen mit relativ lichten, alten Traubeneichenbeständen mit gedrungener Wuchsform und niedrigem Kronenansatz.
- In einigen Beständen hat die Douglasie die Höhe der gesicherten Verjüngung mit einer Größe von über zwei Metern erreicht.
- Flächen ohne Douglasie kommen vor allem im Zastlertal, Höllental und am Spitzendobel im Wagensteigtal vor. In der Strauchschicht kommt die Douglasie gehäuft im Ibenbachtal und Wagensteigtal vor.

Tab. 3: Durchschnittlicher Abstand der Aufnahmeflächen mit Vorkommen von Douglasie (differenziert nach Bestandsschichten) und ohne Douglasie zu Wirtschaftswäldern mit fruktifizierender Douglasie (n = 17).

Douglasie	Krautschicht	Strauchschicht	Baumschicht	Keine Douglasie
Abstand (m)	158	180	58	280

Für 17 Bestände lagen Daten zur Bestockung der angrenzenden Bestände vor. Daraus lässt sich eine Tendenz erkennen, dass die Douglasie dort vermehrt vorkommt, wo der Abstand zu Douglasienflächen geringer ist (Tab. 3).

4.2 Verbiss

Wildverbiss ist auf allen Flächen vorhanden. Bei der Datenaufnahme wurde häufig Rehwild (*Capreolus capreolus*), im Zastler- und Höllental auch Gamswild (*Rupicapra rupicapra*) gesichtet. Der Verbiss an Laubbäumen (Rotbuche, Traubeneiche) ist auf allen Flächen stark oder extrem (Abb. 8). In manchen Traubeneichenbeständen ist der Verbissdruck so hoch, dass die Bodenvegetation fehlt oder nur eine sehr geringe Deckung (<15 %) aufwies. Der Ver-

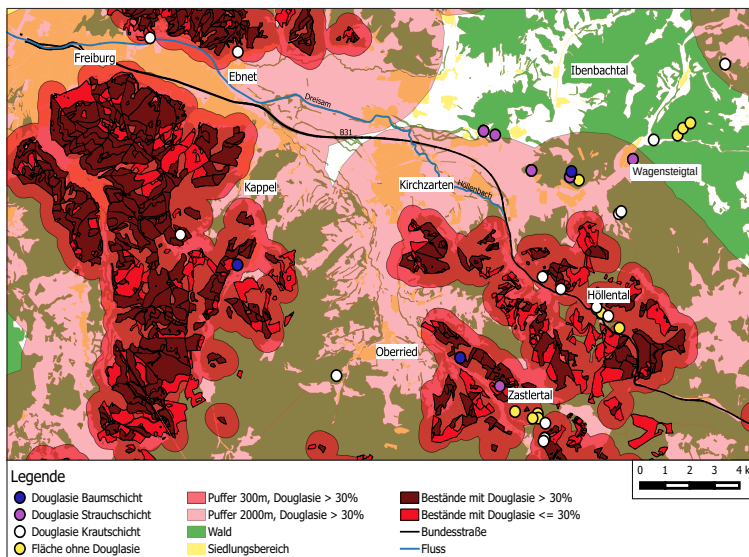


Abb. 7: Entfernung zwischen Traubeneichenbestand und Douglasienvorkommen als Samenquelle in Form von zwei Pufferbereichen (300, 2000 m) um die Staatswaldflächen mit Douglasienanteil. Angegeben ist auch das Auftreten von Douglasie in den Schichten der Aufnahmeflächen. Daten im Bereich Ibenbachtal und Wagensteigtal fehlen, da die Wälder dort Privat- oder Gemeindewald sind.

biss von Tannen ist auf den meisten Flächen ebenfalls stark oder extrem. Douglasie ist nur auf der Hälfte der Flächen auf denen sie in der Krautschicht vorkommt ($n=7$) stark verbissen. Im Zuge der Auswertung haben sich vier Verbisskategorien (Tab. 4) ergeben. Auf einigen Flächen ist der Wildverbiss so stark, dass die Eichenverjüngung ($n=7$, Überblick in Tab. 4), teilweise sogar die Bodenvegetation völlig fehlt ($n=4$). Belege für den starken Verbissdruck waren vor allem abgefressene Habichtskräuter und Hainsimsen. Auf 7 Flächen ist der Verbiss so stark, dass es keine Eichenverjüngung gibt (Abb. 9). Auf den 18 Flächen, die nicht in diese beiden Kategorien fallen, ist das Nadelholz stark verbissen. Auf 7 Flächen, auf denen andere Nadelbaumarten vorhanden sind, ist die Douglasie nicht verbissen (Tab. 4, Abb. 8). Es findet sich auf 20 % der Flächen Verjüngung, die nicht stark verbissen ist. Diese unverbissene Verjüngung besteht ausschließlich aus Douglasien.

Tab. 4: Verbisskategorien und Anzahl der Flächen ($n = 36$)

Verbiss (Kategorie)	Zahl der Flächen
Bodenvegetation fällt größtenteils aus, keine Verjüngung von Baumarten (4)	4
Eichenverjüngung fällt komplett aus (3)	7
Nadelholz und Laubholz stark verbissen, Eichenverjüngung vorhanden (2)	18
Douglasie nicht verbissen, andere Baumarten verbissen (1)	7

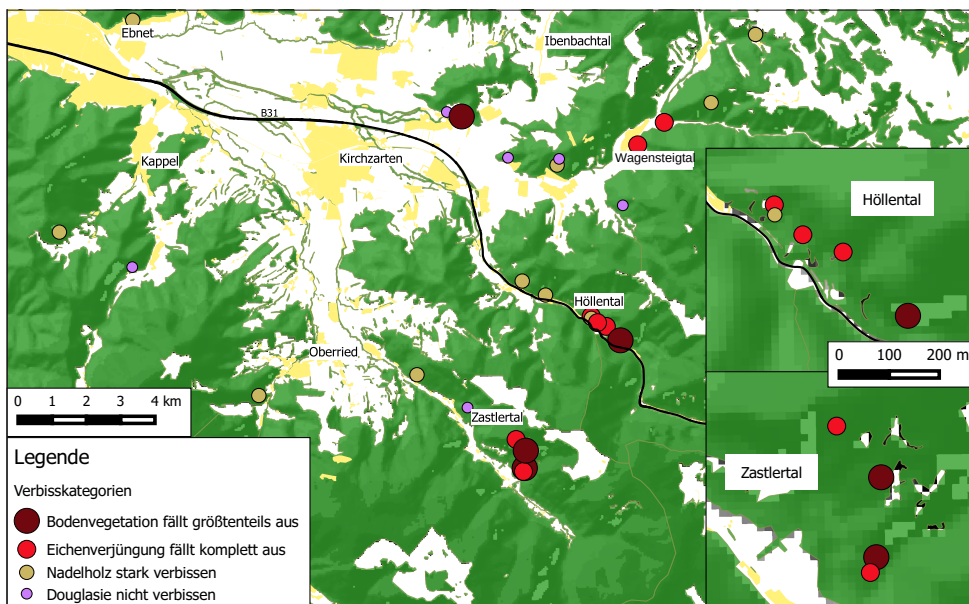


Abb. 8: Verbiss und Baumartenverjüngung in vier Klassen: 4 = Bodenvegetation fällt größtenteils aus, keine Verjüngung der Baumarten; 3 = Eichenverjüngung fällt aus; 2 = Nadelholz und Laubholz stark verbissen, Eichenverjüngung vorhanden; 1 = Douglasie nicht verbissen, andere Baumarten verbissen.

Auf 4 Aufnahmeflächen im Zastlertal war keine Baumverjüngung anzutreffen. Dies liegt teilweise an dem blockigen Standort, teilweise jedoch an dem extremen Verbiss. Zastler- wie Höllental sind Rückzugsorte für Wild, da es hier in dem schwer zugänglichen, teilweise sehr abgelegenen, felsigen und steilen Gelände kaum durch Jagd und Erholungssuchende gestört wird. Dieser starke Wildverbiss ist auch in den Biotopbeschreibungen vermerkt (ABEL & RIEDEL 2002, FVA 2016).

4.3 Naturnähe der Traubeneichenwälder

Aufgrund der geringen Wüchsigkeit, der oft schweren Zugänglichkeit und des geringen Holzvorrates sind heutzutage alle naturnahen Traubeneichenbestände für die forstliche Nutzung unattraktiv. Dennoch sind dort keine Naturwälder anzutreffen: Auf 17 Flächen gibt es eindeutige Zeichen für menschliche Eingriffe. Folgende Beobachtungen wurden gemacht:

- In vielen Beständen finden sich alte Kiefern, die sich nicht verjüngen. Sie wurden vor Jahrzehnten zu Zeiten des letzten Kahlhiebes gepflanzt, um einen Bestockungswandel einzuleiten (Abb. 3).
- Auf 13 Flächen sind Stockausschläge als Anzeichen für eine historische Nutzung vorhanden.
- Die Flächen mit Stockausschlag finden sich in den niedrigeren Bereichen des Untersuchungsgebiets, an Taleingängen und in Siedlungsnähe (Abb. 10). Die Flächen ohne erkennbare Anzeichen von Stockausschlag liegen mit durchschnittlich 685 m in der montanen Stufe. Oberhalb 700 m kommt kein Stockausschlag mehr vor. Im Zastler- und im Höllental kommen bis auf eine Ausnahme keine Flächen mit Anzeichen von Stockausschlag vor.
- Auf keiner Aufnahmefläche wurden Stubben gefunden. Es ist davon auszugehen, dass es auf keiner Fläche in den letzten 30 Jahren zu einer Nutzung kam.



Abb. 9: Verbissener Jungwuchs der Traubeneiche. Höllental, 30.5.2017. Foto: © A. Reif.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass auf allen Flächen irgendwann in der Menschheitsgeschichte ein Eingriff stattgefunden hat (DENZ 1994).

Naturschutzwert der Habichtskraut-Traubeneichenwälder

Die Habichtskraut-Traubeneichenwälder in Baden-Württemberg sind als Waldbiotope geschützt. Ihr hoher naturschutzfachlicher Wert verdankt sich folgenden Kriterien:

Seltenheit: Die bodensauren Traubeneichenwälder auf ihren kleinflächigen, azonalen Standorten im Westschwarzwald nehmen nur einen geringen Anteil der Waldfläche Baden-Württembergs ein. Traubeneichenwälder sind in fast allen Fällen von Natur aus lichte Wälder. Damit sind sie ein wichtiger Baustein der Gesamtkonzeption Waldnaturschutz von ForstBW, deren Ziel es ist, den Anteil dieser lichten Wälder zur Förderung von lichtliebenden Arten auf 15 % der gesamten Waldfläche Baden-Württembergs mit mindestens 10 % Lichtbaumarten zu erhöhen (SCHABER-SCHOOR 2015).

Naturnähe: Bodensaure Traubeneichenwälder beherbergen die einzigen Flächen, auf denen Traubeneichen im Schwarzwald natürlich vorkommen (DENZ 1994). Durch einen entsprechenden Schutzstatus als Bannwald oder Waldrefugium tragen sie dazu bei, den angestrebten Anteil von 5 % der deutschen Waldfläche aus der Bewirtschaftung zu nehmen und einer natürlichen Entwicklung zu überlassen (DEVENTER & BIEDORF 2016).

Habitattradition: Die felsigen Bereiche unterlagen nie einer landwirtschaftlichen Nutzung. Es ist anzunehmen, dass die Eichenpopulationen seit der nacheiszeitlichen Wärmezeit reliktsch an diesen Standorten existieren.

Vielfalt: Auf ihren Standorten finden sich kleinflächig extreme Mikrohabitate, die oftmals unregelmäßige Wuchsform der Bäume beherbergt eine Vielzahl von Mikrohabitaten (MICHELIS 2015) und trägt zum Alt- und Totholzkonzept bei.

Konnektivität: Die azonalen Traubeneichenwälder sind kleinflächig in der Landschaft verteilt, damit Trittsteine im Biotopverbund innerhalb der Wirtschaftswälder.

Eigenart und Schönheit: Für den Menschen selbst haben die Traubeneichenwälder aufgrund ihrer abwechslungsreichen und bizarren Formen eine große ästhetische Bedeutung.

Gefährdung: Aufgrund ihrer geringen Produktivität und ihres Schutzstatus unterliegen diese Wälder heute keiner direkten Gefährdung. Indirekt wird sich jedoch die überall fehlende Verjüngung der Traubeneiche, dies in Verbindung mit dem Vorkommen einzelner junger Douglasien, auf ihre künftige Existenz auswirken. Douglasienanflüge werden bislang mancherorts durch die Forstverwaltung, teilweise durch „ehrenamtliche Naturschüt-

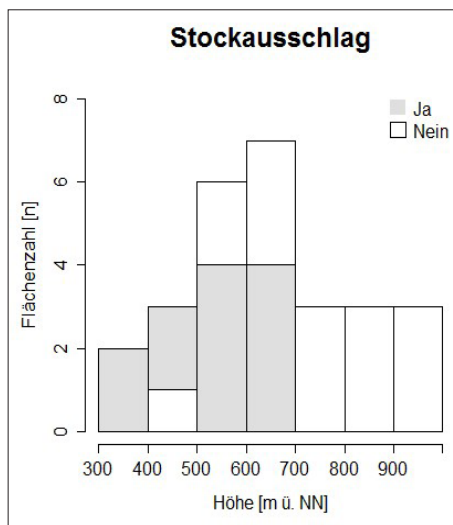


Abb. 10: Höhenverteilung der Aufnahmeflächen mit und ohne Stockausschlag.

zer ohne Mandat“ beseitigt. Zum Erhalt der Traubeneichenwälder sollte eine Prioritätenliste der Wälder für die Pflege im Hinblick auf konkret zu bearbeitende Flächen z.B. in den FFH-Gebieten erstellt werden (SCHABER-SCHOOR 2015).

Zusammenfassend kann man sagen, dass der Schutz der bodensauren Traubeneichenwälder auf mehreren Ebenen gleichzeitig verschiedene Naturschutzkonzeptionen Baden-Württemberg bedient: das Alt- und Totholzkonzept, die Gesamtkonzeption Waldnaturschutz (lichte Wälder; MICHIELS 2015), die „grüne Infrastruktur - Biotopverbund in Baden-Württemberg“ sowie „Waldbiotop - Erhalt seltener naturnaher Waldgesellschaften“ [53.12, 56.30] (KERNER & GEISEL 2013).

Zukunft der Eichenwälder

Bei Betrachtung der Baumartenverjüngung zeigt sich, dass Eichenverjüngung nur sehr selten über das Keimlingsstadium hinauswächst. Als Ursachen sind zu nennen (1) der hohe Verbissdruck, da in vielen dieser nicht felsigen Bestände durch Seitenlicht ausreichend Einstrahlung erfolgt. (2) Hinzu kommt in vielen Beständen das Auftreten von Douglasienverjüngung.

- (1) Es zeichnet sich ab, dass der Verbissdruck mit der Abgelegenheit der Flächen und schlechter begehbarem Gelände zu nimmt (Abb. 8). Abgelegene, steile, schroffe Flächen wie im Höllen- und Zastlertal sind am stärksten vom Wildverbiss betroffen. Je näher die Flächen am Stadtgebiet von Freiburg und Kirchzarten liegen, desto geringer wird der Verbissdruck, obwohl sich auf diesen Flächen immer noch keine gesicherte Eichenverjüngung etablieren kann.
- (2) Die erfolgreiche Verjüngung der Douglasie in mehreren Beständen der Traubeneiche zeigt, dass diese Baumart auf diesen warm-trockenen Silikatstandorten als invasiv zu bewerten ist (vgl. auch KNOERZER 1999). Auf weniger extremen Standorten, also im Bereich natürlicher Buchenwälder, verjüngt sich zwar die Douglasie sehr gut (BINDEWALD & MICHIELS 2016), würde aber langfristig durch die Buche verdrängt werden (BAUHAUS & STEINMETZ 2016, BAUHAUS et al. 2017).

In den Wäldern der Stadt Freiburg und des Landkreises Breisgau-Hochschwarzwald wurde bereits 1896 mit dem Anbau der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) begonnen, ab 1912 großflächig als Wirtschaftsbaumart (KNOERZER & REIF 1996). Die Douglasie ist eine sehr wüchsige Halbschattbaumart und in Bezug auf ihren Zuwachs den heimischen Baumarten auf den meisten Standorten überlegen (KRISTÖFEL 2008). Auf trockenen Standorten gilt sie als ertragreiche Wirtschaftsbaumart (WEGMANN 2009) und wird bevorzugt dort gepflanzt. Allerdings grenzen gerade diese Standorte an naturnahe Traubeneichenbestände und gefährden deren Fortbestand. Sollten die jungen Douglasien dort zur gesicherten Verjüngung heranwachsen, was auf einigen Flächen der Fall ist, wird das dichte Kronendach der Douglasie irgendwann nur noch wenig Licht in den Bestand lassen und die Eichen verdrängen (vgl. NEOPHYTOU et al. 2014).

Da die Douglasie zunehmend und vor allem auch im Privatwald angebaut wird (BMEL 2014), weiterhin viele Bestände heranwachsen und künftig vermehrt Samen produzieren, ist damit zu rechnen, dass der Sameneinflug in die Traubeneichenwälder noch zunehmen wird. Wenn die Douglasienverjüngung nicht aktiv beseitigt wird und weiter heranwächst, wird sie mit der Zeit die Eiche verdrängen. Dies wäre auch bei der Ausweisung von Waldschutzgebieten zu beachten



(problematische Bannwaldausweisung Scheibenfelsen durch Körperschaftsforstdirektion und Forstdirektion Freiburg 2017), denn der aktuelle Biotopwert kann nur durch pflegende Eingriffe bewahrt werden (Abb. 11), beispielsweise als Schonwald.

Ausblick

Ein wirkungsvoller Schutz der Traubeneichenwälder erfordert daher:

- Einhaltung eines Abstandes von mindestens 300 Metern zwischen Douglasienbestand und lichtem Waldbiotop,
- Entfernung der jungen Douglasien durch Aushieb, wie dies etwa im vorderen Zastlertal geschehen ist. Dies ist im Prinzip keine Naturschutzmaßnahme, sondern Kompensationsmaßnahme für unerwünschte Folgen des Anbaus,
- Reduktion des Verbissdrucks, insbesondere durch Gensen.



Abb. 11: Durch Pflege herausgeschlagene Douglasienverjüngung aus dem Unterstand eines Traubeneichenwaldes. Vorderes Zastlertal, 28.4.2016. Foto: © A. Reif.

5. Literatur

- AAS, G. (1993): Taxonomical impact of morphological variation in *Quercus robur* and *Q. petraea*. A contribution to the hybrid controversy. - Ann. For. Sci. 50 (Supplement): 107-113. DOI: 10.1051/forest:19930709.
- AAS., G. (2000): Traubeneiche (*Quercus petraea*): Systematik, Morphologie und Ökologie. LWF Wissen 75: 6-12.
- ABEL, U., RIEDEL, P. (2002): Bannwald „Scheibenfelsen“. Forstbezirk Kirchzarten, forstliches Wuchsgebiet Schwarzwald, Einzelwuchsbezirk 310 „Westlicher Südschwarzwald“. Erläuterungen zur forstlichen Grundaufnahme 1998. Freiburger Forstliche Forschung 36.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2016): Forstliche Standortaufnahme. 7. Auflage, IHW-Verlag, Eching.
- BARKMAN, J.J., DOING, H., SÉGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse, Acta Botanica Neerlandica 1: 394-419.
- BARSIG, M. (2002): Untersuchungen zur Vitalität von Eichen (*Quercus petraea* und *Q. robur*) anhand von makroskopischen, mikroskopischen, biochemischen und jahrringanalytischen Parametern. Shaker, Aachen.
- BAUHUS, J., STEINMETZ, A. (2016): Naturverjüngung der Douglasie im Stadtwald Freiburg – invasiv? AFZ – Der Wald 08/2016: 25-28.
- BAUHUS J., BINDEWALD, A., MICHIELS H.-G. (2017): Waldbauliche Potenziale, Risiken und Invasivitätsbewertung der Douglasie. AFZ-DerWald 9/2017: 34-36.
- BINDEWALD, A., MICHIELS, H.-G. (2016): Quantifying invasiveness of Douglas fir on the basis of natural regeneration in south-western Germany. p. 330-343 in: KRUMM, F., VÍTKOVÁ, L.: Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges, Chapter: 5.3. Publisher: European Forest Institute.



- BINDEWALD A., MIOCIC S., WEDLER A., BAUHUS J. (2021): Forest inventory-based assessments of the invasion risk of *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco and *Quercus rubra* L. in Germany. - European Journal of Forest Research. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01373-0>
- BMEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (Hrsg.) (2014): Dritte Bundeswaldinventur (2012). https://bwi.info/; 77Z1JI_L101of_2012 Zugriff 17.2.2019.
- BUFFO, J., FRITSCHEN, L.J., MURPHY, J.L. (1972): Direct solar radiation on various slopes from 0 to 60 degrees North latitude. - USDA Forest Service research paper, PNW-142 (Oregon Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland).
- BURSCHEL, P., HUSS, J. (2003): Grundriß des Waldbaus. 487 S., Ulmer, Stuttgart.
- CHAKRABORTY T., SAHA S., REIF, A. (2013): Decrease in Available Soil Water Storage Capacity Reduces Vitality of Young Understorey European Beeches (*Fagus sylvatica* L.) – A Case Study from the Black Forest, Germany. - *Plants* 2, 676-698. doi:10.3390/plants2040676 <http://www.mdpi.com/2223-7747/2/4/676>
- CHAKRABORTY T., SAHA S., MATZARAKIS A., REIF A. (2017): Influence of multiple biotic and abiotic factors on the crown die-back of European beech trees at their drought limit. – *Flora* 229: 58–70.
- COLAUTTI, R.I. (2004): Propagule pressure. A null model for biological invasions. Ottawa: National Library of Canada, Bibliothèque nationale du Canada (Canadian theses = Thèses canadiennes).
- DENZ, O. (1994): Natürliche Habichtskraut-Traubeneichenwälder bodensaurer Felsstandorte und ihre Vegetationskomplexe im Rheinischen Schiefergebirge und weiteren silikatischen Mittelgebirgen. Dissertationes botanicae 229. Cramer, Berlin.
- DEVENTER, K., BIBDORF, CH. (Hrsg.) (2016): Grüne Infrastruktur. Biotopverbund in Baden-Württemberg. Baden-Württemberg. Ministerium für Umwelt Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Stuttgart.
- DIERSCHEKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Stuttgart: Ulmer.
- ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, CH. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- FORSTBW (2014): Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. Stuttgart.
- FORSTBW (2016): Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Stuttgart.
- FORSTBW (2019): Praxishilfe „Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen für Biotope im Wald“. 104 Seiten, Stuttgart.
- FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (FVA): Biotopbelege. Online verfügbar unter <http://www.fva-bw.de/monitoring/index9.html>, zuletzt geprüft am 17.2.18.
- FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (FVA) (2016): Waldbiotopkartierung. Online unter <http://www.fva-bw.de/indexjs.html?>, zuletzt geprüft am 17.2.18.
- FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (FVA) (2018): Web Map Service. Online verfügbar unter <http://www.fva-bw.de/forschung/woe/monitoring/geodaten.php>, zuletzt geprüft am 17.2.18.
- FRAHM, J.-P.; FREY, W. (2004): Moosflora. 4. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- GAUER, J., ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1 : 1.000.000. Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde Forstpflanzenzüchtung 43: 324 S.
- GÖBWEIN, S.; LOBINGER, G. (2015): Waldschutzrelevante Organismen an der Traubeneiche. – LWF Wissen 75: 80-88.
- HOCHHARDT, W. (1996): Vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen in den Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz. – Schr.-R. Inst. f. Landespflege Univ. Freiburg 21: 251 S.
- HÜTTNER, R.; WIMMENAUER, W. (1967): Geologische Karte von Baden-Württemberg. Stuttgart,

Landesvermessungsamt Baden-Württemberg.

JÄGER, E.J.; MÜLLER, F.; RITZ, CH.; WELK, E.; WESCHE, K. (2017): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen: Atlasband. 13. Auflage. Berlin: Springer Spektrum.

KERNER, A.; GEISEL M. (2013): Waldbiotopkartierung Baden-Württemberg – Kartierhandbuch. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Freiburg, 295 S.

KLEINSCHMIT, J.R.G.; KREMER, A.; ROLOFF, A. (1995): Sind Stiel- und Traubeneichen zwei getrennte Arten? - AFZ/Der Wald 50/1995: 1453-1456.

KNOERZER, D.; REIF A. (1996): Die Naturverjüngung der Douglasie im Bereich des Stadtwaldes von Freiburg. - AFZ/Der Wald 20/1996: 1117-1120.

KNOERZER, D. (1999): Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Inventur und Analyse von Umwelt- und Konkurrenzfaktoren sowie eine naturschutzfachliche Bewertung. Berlin [u.a.]: Cramer (Dissertationes Botanicae 306).

KÖRPERSCHAFTSFORSTDIREKTION UND FORSTDIREKTION FREIBURG (2017): Sammelverordnung der Körperschaftsforstdirektion Freiburg und der Forstdirektion Freiburg über die Bannwälder „Bahnholz“, „Scheibenfelsen“, Hügelhoher Rheinwald“. Online verfügbar unter http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt2/dokablage/oac_73/vo/100049_100056_100071.pdf, zuletzt geprüft am 17.2.18.

KOWARIK, I.; RABITSCH, W. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Auflage. Stuttgart: Ulmer.

KRAFT, G. (1884): Beiträge zu der Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth, Hannover.

KRAHL-URBAN, J. (1959): Die Eichen. Forstliche Monographie der Traubeneiche und der Stieleiche. Hamburg: Parey.

KRISTÖFEL, F. (2008): 120 Jahre ertragskundliche Versuche mit Douglasie. – BFW Praxisinformation 16: 14-16.

KÜSTER, H. (2013): Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart. 3. Aufl. München: Beck.
LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LUBW) (2017): Naturraum Hochschwarzwald. <http://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/92374/brief155.pdf>, zuletzt geprüft am 10.6.19.

LEYER I., WESCHE K. (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung. 221 S., Springer, Berlin und Heidelberg.

LÜTH, M. (1990): Moosgesellschaften und Gesellschaftskomplexe auf Blockhalden im Südschwarzwald in der Umgebung Freiburgs. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 58: 1-88, Karlsruhe.

MEYER, P.; UNKRIG, W.; STEFFENS, R.; WEVELL V. KRÜGER, A. (2006): Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung. Band 1. Alfeld: Leinebergland Druck.

MICHIELS, H.-G. (1994): Standort und Vegetation ausgewählter Eichen-Naturwaldreservate in Bayern. – Schriftenreihe Naturwaldreservate in Bayern 3: 19-54.

MICHIELS, H.-G. (2014): Die Standorte der Traubeneiche. S. 60-75 in: LWF Wissen 75.

MICHIELS H.-G. (2015): Lichte Wälder – Warum sie uns wichtig sind. - AFZ/Der Wald 6/2015: 19-21.

MÖLDER A., BERNHARDT-RÖRMERMANN M., SCHMIDT W. (2009): Vielfältige Baumschicht-reichhaltige Verjüngung? Zur Naturverjüngung von artenreichen Laubwäldern im Nationalpark Hainich. – AFJZ 180: 49-60.

NEOPHYTOU, CH., FUSSI, B., KONNERT, M., LUCKAS, M. (2014): Traubeneiche und Stieleiche - zwei ungleiche Schwestern. – S. 14-20 in: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Bayerische Forstverwaltung, Zentrum Wald – Forst – Holz, Weißenstephan (Hrsg): LWF Wissen: Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.

OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften; Teil IV: Wälder und Gebüsche. Text-

band. Jena: Fischer.

OBERDORFER, E.; MÜLLER, TH.; KORNECK, D. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Aufl. Stuttgart: Ulmer.

OSTERMANN R. (2002): Die Niederwälder am Fuß der Ostvogesen (Elsass/Frankreich) – eine kulturgeografische und vegetationskundliche Analyse. – Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung 21: 180

PALLAS, J. (1996): Beitrag zur Syntaxonomie und Nomenklatur der bodensauren Eichenmischwälder in Mitteleuropa. – Phytocoenologia 26 (1): 1-79.

POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl., Stuttgart: Ulmer.

QGIS Development Team (2009): TeamQGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. Online verfügbar unter <http://qgis.osgeo.org>.

R Core Team (2015): R. A Language and Environment for Statistical Computing. Version 3.2.0. Wien: R Foundation for Statistical Computing.

RITTERSHOFER, F. (1994): Waldpflege und Waldbau für Studierende und Praktiker. Freising: Rittershofer.

SAYER, U. (2000): Die Ökologie der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und ihrer Hybriden auf Kalkstandorten an ihrer nördlichen Arealgrenze. Untersuchungen zu Boden, Klima und Vegetation. – Diss. Bot. 340, 198 S. Cramer, Stuttgart.

SAYER, U. (2003): Die Ökologie der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und ihrer Hybriden auf Kalkstandorten an ihrer nördlichen Arealgrenze - Untersuchungen zu Boden, Klima und Vegetation. – Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 88: 61-76

SCHABER-SCHOOR, G. (Hrsg.) (2015): Die Gesamtkonzeption Waldnaturschutz ForstBW. Mit den Waldnaturschutzziele 2020. Stand Juni 2015. Stuttgart: ForstBW (ForstBW Praxis).

SCHMIDT, M.; KRIEBITZSCH, W.-U.; EWALD, J. (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skript 299: 111 S.

SCHRÖDER, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Traubeneiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.). – Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt 34: 276 S.

SEEMANN D., HERRMANN D., FISCHER R., FRICK T. (2005): Beurteilung des Kronenzustandes von Eichen im Winter anhand des Feinreisigs. In: Differentialdiagnostische Untersuchungen zu Eichenbeständen in Baden-Württemberg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, H. 61, 17-36.

SUCK, R.; BUSHART, M.; HOFMANN, G.; SCHRÖDER, L. (2014): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation Deutschlands. Grundeinheiten. BfN-Skripten 348: 499 S.

TSCHOPP, T.; HOLDEREGGER, R.; BOLLMANN, K. (2014): Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität. Eine Literaturübersicht. WSL Berichte 20: 9-15.

VAN DER MAAREL E. (2007): Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment - Alternatives to the proposals by Podani. J. Veg. Sci 18: 767-770.

WALENTOWSKI, H.; KUDERNATSCH, TH.; FISCHER, A.; EWALD, J. (2014): Naturwaldreservatsforschung in Bayern. Auswertung von Vegetationsdaten zur waldökologischen Dauerbeobachtung. Tuexenia 34: 89-106

WEGMANN, E. (2009): Die Bedeutung der Wasserversorgung für das Gedeihen der Waldbäume. In: Zürcher Wald 2/2009, S. 49-51.

WIMMENAUER, W.; SCHREINER, A. (1999): Hinterzarten. Erläuterungen. Freiburg i. Br. Geologische Karte von Baden-Württemberg, Bundesrepublik Deutschland / hrsg. vom Geologischen Landesamt Baden-Württemberg: MTB 8014.

Online-Quellen

www.bwi.info[1] (2014): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank. Online verfügbar unter [https://bwi.info/inhalt/3.aspx?Text=1.04%20Baumartengruppe%20\(rechnerischer%20Reinbestand\)&prRolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.04](https://bwi.info/inhalt/3.aspx?Text=1.04%20Baumartengruppe%20(rechnerischer%20Reinbestand)&prRolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.04).

Tab. I: Vegetation der Habichtskraut-Traubeneichenwälder (Hieracio-Quercetum petraeae), SW-Schwarzwald:
 1-13: Ausbildung mit Wiesen-Wachtelweizen (*Melampyrum pratense*); 14-23 : Ausbildung mit Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*); 24-26: Ausbildung mit Wald-Reitgras (*Calamagrostis arundinacea*); 27-36: Artenarme Ausbildung. – Abkürzungen: Hangposition: OH = Oberhang, MH = Mittelhang, UH = Unterhang; Geländetyp: H = Hang, F = Fels, R = Rücken; Verbiss: 0 = kein, 1 = wenig, 2 = mittel, 3 = stark, 4= extrem; Feinreisig: Totholz: v = viel, m=mittel, w=wenig; Kraftsche Klasse: VH = Vorherrschend, H = Herrschend, MH = Mitherrschend, B = Beherrscht; Kronenlänge: LK =

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Bearbeitungsnummer im Gelände ID	17	2	28	19	27	3	1	6	9	29	26	20	18	25	5
Biotopname	N Falkensteig	N Ebnet	N Buchenbach	NO Buchenbach	N Buchenbach	Eichenwald O Burg a. W.	Kartäuserstraße	Burgwald Wiesneck	Hangwald Kappeler Tal	N Diezendorf	SO Eichkopf	N Diezendorf	N Falkensteig	Vorderes Zastlertal	O Falkenhof
Numerisch klassifizierte Clustergruppe															
Geländeparameter															
Höhe über NN [m]	573	326	586	525	533	439	363	479	565	625	671	586	535	612	491
Exposition	ssw	sw	s	ssw	s	sw	s	s	s	sw	se	sw	s	ssw	sw
Inklination [°]	37	25	37	0	30	25	40	35	40	30	30	40	40	33	37
Hangposition	MH	OH	UH	MH	MH	OH	MH	MH	OH	MH	MH	MH	MH	MH	OH
Geländetyp	H	R	H-F	R	H-R	R	H	H	R-H	H	H	H-R	H-R	H	H
Verbiss															
Verbiss <i>Quercus petraea</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	1	.	2	.	.	2	.
Verbiss <i>Fagus sylvatica</i>	.	2	2	2	2	2	.	2	2	2	.	2	2	2	2
Verbiss <i>Picea abies</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Verbiss <i>Pseudotsuga menziesii</i>	2	3	0	.	3	0	0	0	0	0	3	0	2	3	4
Verbiss <i>Abies alba</i>	.	.	2	.	3	0	.	3	.	1	1	1	.	2	3
Verbisskategorie	2	2	1	4	2	1	1	1	1	1	2	1	2	2	3
Bodenparameter															
Totholzdeckung Boden [%]	8	5	2	2	2	1	2	0	0	2	2	2	10	5	3
Offener Mineralboden [%]	10	0	20	0	0	2	60	5	30	10	2	2	10	40	15
Bodentiefe (durchschnitt) [cm]	20	15	27	0	34	30	50	0	30	72	45	0	45	0	7
Bodenart	Uls	Us	Us	S	Us	Us	Uls	Us	Us	Us	Uls	S	Us	Us	Us
Bodenskelettanteil [%]	30	30	10	.	40	20	25	30	30	10	40	.	40	10	5
Steindeckung [%]	20	5	30	50	30	5	10	5	30	2	60	5	5	10	5
Laubdeckung [%]	7.5	60	20	50	90	30	10	80	40	30	70	5	50	50	50
Streu mächtigkeit [cm]	5	3	5	7.5	5	2	1	5	10	7.5	7.5	2	5	15	7
Bestandesparameter															
Deckung Baumschicht (%)	90	2	70	90	95	90	90	95	100	85	95	95	60	80	90
Deckung Strauchschicht (%)	5	5	10	10	30	20	5	30	5	2	5	2	5	5	5
Deckung Krautschicht (%)	10	25	40	5	15	50	50	40	10	35	20	5	10	20	90
Deckung Moosschicht (%)	30	30	5	3	0	40	10	5	0	40	0	90	30	3	8
Eiche: Kraftsche Klasse	H	B	H	H	H	MH	VH	H	H	H	H	H	H	H	H
Eiche: Kronenlänge	LK	MK	LK	MK	KK	MK	KK	KK	LK	KK	LK	KK	KK	LK	KK
Eiche: Feinreisiganteil der Krone	v	m	v	m	m	m	m	m	w	v	m	w	m	m	w
Eiche: Kronentotholz	w	w	w	w	w	w	v	w	w	w	m	w	w	w	w
Schichtung	ZS	ES	ZS	ES	ES	ES	ES	ZS	ZS	ZS	ZS	ES	ZS	ZS	ES
Stockausschlag erkennbar	N	N	J	N	N	J	J	J	J	N	N	N	N	N	N
Kronenschlussgrad	LO	R	R	LO	GS	GS	GS	LO	LO	LO	GS	GS	LI	LO	LO
Abstände															
zu Douglasienbeständen [m]	106	340					245		116		40		30	0	
zu Siedlungsflächen [m]	203	0	405	305	242	80	65	96	474	1320	2643	1305	60	193	0
Indikatoren Sekundärstandort										S			S		S
Zeigerwerte Ellenberg ungewichtet															
L	5.8	5.5	5.1	6.0	5.6	5.2	4.8	4.8	5.5	5.9	4.9	5.6	5.4	5.1	6.0
T	5.5	5.8	5.0	5.5	5.6	5.8	5.3	5.0	5.4	5.4	5.3	5.2	6.0	4.8	5.0
F	4.4	4.5	4.5	4.3	4.4	4.3	4.6	4.8	4.2	4.0	4.7	4.5	4.5	5.0	-
R	3.7	2.6	3.0	3.3	2.8	2.2	4.6	4.8	2.6	2.8	3.5	3.0	2.3	2.5	-
N	1.7	-	3.8	5.3	6.3	4.3	3.7	2.0	3.8	-	3.7	3.0	4.1	3.5	2.8

langkronig, MK = mittelkronig, KK = kurzkronig; Verbißskategorien (abfallende Intensität): Douglasie nicht verbissen, andere Baumarten verbissen = 1; Nadelholz und Laubholz stark verbissen, Eichenverjüngung vorhanden = 2; Nadelholz stark verbissen, Eichenverjüngung fehlt = 3; Bodenvegetation fällt größtenteils aus, keine Verjüngung von Baumarten = 4; Schichtung: ES = einschichtig, ZS = zweischichtig; Stockausschlag: J = Ja, N = Nein; Kronenschlussgrad: GS = geschlossen, LO = locker, LI = licht, R = räumig; Bestandesphase: OP = Optimalphase, VP = Verjüngungsphase, ZP = Zerfallphase.

16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
30	31	8	57	37	61	46	44	47	43	45	4	55	56	60	62	76	75	74	72	73
Kreuzstein SW Oberried	N Herrenbach	O Rombachhof	Spirzendobel	Schlossfelsen Zastleral	Bannwald "Scheibenfelsen"	Felsen beim Hirschsprung	Felsen beim Hirschsprung	Felsen beim Hirschsprung	Felsen beim Hirschsprung	Felsen beim Hirschsprung	Saurer EW N Burg a. W.	Spirzendobel	Spirzendobel	Scheibenfelsen	Bannwald "Scheibenfelsen"	Bannwald "Scheibenfelsen"	Bannwald "Scheibenfelsen"	Bannwald "Scheibenfelsen"	Bannwald "Scheibenfelsen"	Bannwald "Scheibenfelsen"
621	655	501	770	698	800	612	640	588	636	592	448	617	700	837	833	973	952	948	774	889
se	s	sw	sw	sw	s	sw	s	sw	ssw	s	s	sw	sse	s	s	s	sw	sw	sw	sw
40	33	38	30	50	0-30	35	35	40	40	38	35	33	37	25	40	40	40	40	30	25
MH	MH	UH	MH	MH	OH	MH	MH	MH	OH	OH	MH	OH	MH	MH	MH	MH	MH	MH	OH	MH
H-R	H	H-F	H	H	F	H	H	H	F	F-R	H	R-F	H	R	H-R	H	H	H-F	H	H
1	1	.	.	1	.	.	.	.	.	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.
1	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
0	0	.	.	2	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
1	2	.	.	0	2	.	0	.	.	1	.	2	.	.	2	.	.	.	.	.
.	2	4	1	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
2	2	3	2	1	3	3	3	2	4	3	4	2	3	4	4	3	4	4	4	4
3	3	2	3	0	0	0	3	2	5	0	0	2	3	3	2	5	5	2	5	5
5	5	5	5	20	10	10	10	15	30	40	5	0	0	0	20	35	80	60	0	10
38	100	15	8	40	6	21	18	60	7.5	5	46	0	0	0	20	23	50	0	0	0
Us	Us	Us	S	Us	S	Us	Us	Us	S	Us	Us	S	S	S	Us	Us	Uls	S	S	S
10	20	30	.	20	.	10	35	10	.	30	20	.	.	.	10	35	40	.	.	.
5	2	2	30	20	30	20	10	40	20	60	5	100	100	80	60	15	30	100	100	90
40	70	80	10	50	3	0	60	0	0	5	85	40	50	5	5	5	0	5	5	20
7.5	5	5	2	3	1	0	3	0	0	2	5	5	10	3	1	1	0	1	2	2
80	95	90	90	80	60	80	95	90	90	95	70	95	95	95	90	95	95	90	90	95
5	5	3	3	5	10	5	0	2	0	2	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0
80	90	80	60	60	60	80	40	30	15	25	5	15	5	10	8	4	1	3	0	0
10	5	20	10	0	0	5	.	20	10	20	5	85	0	0	5	1	0	0	0	0
H	H	H	H	H	H	H	H	MH	H	H	B	H	H	H	H	H	H	H	H	H
LK	KK	MK	LK	KK	LK	LK	LK	LK	LK	LK	KK	LK	KK	KK	KK	LK	LK	LK	LK	MK
m	w	m	w	m	w	v	m	m	m	v	m	m	w	m	w	v	m	m	v	m
w	m	w	v	w	v	w	m	w	m	w	m	m	w	m	w	m	v	w	w	w
ZS	ZS	ZS	ES	ES	ES	ZS	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ES	ZS	ZS	ZS	ZS	ZS	ZS
J	N	J	N	J	J	N	J	J	N	N	J	N	J	J	J	N	N	N	N	N
LO	GS	LO	GS	LO	LI	LO	GS	GS	LO	GS	LO	GS	GS	GS	LO	GS	GS	LO	GS	GS
240	1199	452	1775	123	70	255	719	145	294	84	324	1301	1480	150	150	319	270	400	314	720
S	S	S	S	292	440	457	250	264	418	263	263	263	263	263	511	511	970	920	871	412
5.3	5.1	5.0	5.4	5.8	5.8	7.3	5.7	5.7	6.8	6.8	5.6	5.2	6.3	-	-	6.5	5.3	6.5	6.3	4.0
5.0	5.3	5.7	5.2	4.5	4.5	4.7	4.8	4.8	4.4	4.4	5.5	5.0	5.5	-	-	3.5	-	5.0	-	-
4.5	5.0	4.5	4.5	5.0	5.0	3.0	-	-	-	3.3	5.0	4.5	4.5	-	-	3.0	-	4.0	-	-
1.8	1.3	1.5	2.6	1.3	1.3	1.5	-	-	-	1.9	1.7	3.0	4.5	-	-	1.5	-	2.0	-	-
6.7	6.4	4.8	3.3	3.7	3.0	3.2	2.3	3.1	4.8	3.1	3.3	2.3	5.8	2.3	-	2.5	-	-	5.5	-



Forts. Von Tab. I: Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Baumschicht															
Quercus petraea B	5	r	3	5	5	5	5	5	5	4	5	5	3	4	5
Fagus sylvatica B	.	.	+	r	.	.	.	+	.	2b	.	r	r	2a	.
Pseudotsuga menziesii B	.	.	2a	.	.	.	.	.	3	.	r	.	.	(4)	.
Picea abies B	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus sylvestris B	.	.	.	.	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus B	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Strauchschicht															
Pseudotsuga menziesii S	r	.	2a	.	+	+	r	+	2a	.	+	.	.	+	+
Fagus sylvatica S	r	r+	r	.	.	+	.	+	.	r	.	.	+	.	+
Abies alba S	.	.	.	2a	2b	+	.	1	.	.	.	r	.	.	.
Quercus petraea S	+	+	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2a	.
Picea abies S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Pinus sylvestris S	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	r
Sorbus aucuparia S	.	.	.	.	.	.	2m	.	.	.	.	.	.	.	.
Amelanchier ovalis S	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
D1 Melampyrum pratense-Ausbildung															
Fagus sylvatica K	.	+	.	+	2m	1	r+	1	+	1	.	1	+	+	2m
Melampyrum pratense	.	1	2m	.	+	1	1	.	.	2m	+	+	.	.	2m
Quercus petraea K	2m	1	2m	+	2a	2m	2m	2m	+	+	+	+	.	r	.
Hieracium murorum	1	1	2m	2m	.	1	1	.	1	1	1	+	2a	.	+
Hieracium glaucinum	1	1	.	r	.	1	1	.	1	1	1	.	2a	.	+
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	2m	+	.	+	.	.	+	2m	.	.	.	.
Hieracium umbellatum	.	.	1	.	.	.	1	.	1	2m	.	.	.	.	.
Prenanthes purpurea	+	.	+	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polypodium vulgare	.	1	.	.	.	+	2m	r	.	.	.	.	.	.	.
D Vaccinium myrtillus-Ausbildung															
Vaccinium myrtillus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2m	2m
Calluna vulgaris	+	+	.	.	.	.	.	.	1	2m	.	1	2m	2m	1
D Calamagrostis arundinacea-Ausbildung															
Calamagrostis arundinacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca ovina agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene rupestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula sylvatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Begleiter															
Deschampsia flexuosa	2m	2a	2a	1	1	2m	3	2m	2m	2m	2a	2m	2m	1	2m
Luzula luzuloides	2m	+	2a	+	.	2b	.	2m	2m	2a	2a	2m	2a	1	2m
Pseudotsuga menziesii K	+	+	.	.	1	1	+	+	1	1	2a	+	+	+	2m
Teucrium scordonia	.	1	2m	2m	1	1	1	+	.	+	+	.	.	.	.
Abies alba K	.	.	+	+	2a	1	.	2m	.	1	+	r	.	r	+
Picea abies K	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Genista pilosa	.	.	.	.	.	+	+	.	1	.	.	.	.	.	.
Genista sagittalis	.	.	.	.	.	.	.	.	1	r	.	+	.	.	.
Silene nutans	.	.	.	.	.	r	2m	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sorbus aria	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pinus sylvestris K	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthericum illiogo	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Moose															
Polytrichastrum formosum	3	2b	1	1	.	2m	2a	2m	.	2b	.	4	2b	1	2m
Dicranum scoparium	2b	.	1	1	.	.	1	.	.	1	.	2b	1	1	1
Pleurozium schreberi	1	2a	.	.	.	1	1	1	.	2b	.	.	.	.	1
Hypnum cupressiforme	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hylocomium splendens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.
Pseudoscleropodium purum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.



[illegible]





Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.03	Seiten 73-82	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	--------------	------------------------------------

Arthropoden-Biomasse als Indikator – Carabiden und Spinnen einer Langzeitstudie über 33 Jahre

ANGELIKA KOBEL-LAMPARSKI & FRANZ LAMPARSKI

Zusammenfassung

Im Kaiserstuhl (SW-Deutschland) startete im Anschluss an eine Rebflurbereinigung eine Sukzessionsstudie auf einer 200 m langen und 14 m hohen, südexponierten Großböschung. Von 1979 bis 2011, also über 33 Jahre, wurde mit Bodenfallen die epigäische Fauna kontinuierlich erfasst. Es wurden rund 1,5 Million Tiere und 1500 Arten nachgewiesen. Aus diesem umfangreichen Material wurden Carabiden und Spinnen herausgegriffen, um die Aussagekraft der Biomasse als Indikator für Umweltfragen zu prüfen. Bei beiden Tiergruppen zeigt sich, dass die Biomasse von der Abundanz weniger großer Arten abhängt. Die daraus resultierende starke Streuung der Biomasse im Laufe der Jahre legt es nahe, Schlüsse, die aus räumlich und zeitlich getrennten Untersuchungen gezogen werden, kritisch zu betrachten.

Schlüsselwörter

Kaiserstuhl, Langzeituntersuchung, Sukzession, Biomasse, Laufkäfer und Spinnen.

Arthropod biomass as indicator – carabids and spiders of a long-term study over 33 years

Abstract

In the Kaiserstuhl (SW-Germany), a succession study on a 200 m long and 14 m high, south-exposed large embankment was started following a vineyard consolidation. From 1979 to 2011 the epigic fauna was continuously recorded over 33 years with soil traps. About 1,5 million animals and 1500 species were detected. Carabids and spiders were selected from this extensive material to test the validity of the biomass as an indicator for environmental issues. For both groups of animals it was shown that the biomass depends on the abundance of a few large species. The resulting strong scattering of biomass over the years suggests that conclusions drawn from spatially and temporally separated studies should be viewed critically.

Dr. Angelika Kobel-Lamparski & Prof. Dr. Franz Lamparski, Schwarzwaldstraße 60, 79194 Gundelfingen,
kobel.lamparski@biologie.uni-freiburg.de





Keywords

Kaiserstuhl, long-term study, succession, biomass, ground beetles and spiders.

Résumé

Dans le Kaiserstuhl (sud-ouest de l'Allemagne), une étude de succession sur un grand remblai de 200 m de long et 14 m de haut, exposé au sud, a été lancée après la consolidation d'un vignoble. De 1979 à 2011, c'est-à-dire pendant 33 ans, la faune épigée a été enregistrée en continu avec des pièges à terre. Environ 1,5 million d'animaux et 1500 espèces ont été détectés. Des carabes et des araignées ont été sélectionnés dans ce vaste matériel pour tester la validité de la biomasse en tant qu'indicateur des questions environnementales. Pour les deux groupes d'animaux, il a été constaté que la biomasse dépend de l'abondance de quelques grandes espèces. La grande dispersion de la biomasse qui en résulte au fil des ans suggère que les conclusions tirées d'études séparées dans l'espace et dans le temps doivent être considérées de manière critique.

Mots-clés

Kaiserstuhl, étude à long terme, succession, biomasse, Carabidae et Araneae

1. Einleitung

Als praktisches Maß für Einflüsse von Umweltveränderungen auf die Arthropodenfauna wurde in den letzten Jahren in manchen Studien die Biomasse verwendet (SORG et al. 2013, HALLMANN et al. 2017, 2020). Wurden die Tiere mithilfe irgendeiner Technik gefangen, genügt eine einfache Gewichtsbestimmung, um ein quantitatives Ergebnis zu erhalten, d.h. man erhält Zahlen, ohne sich einem zeitraubenden Bestimmungsaufwand unterziehen



Abb.1: Blick auf das Untersuchungsgebiet in der Baßgeige. Der Pfeil zeigt auf die Langzeituntersuchungsfläche. Foto: © P. Scheffel.



bzw. die jeweiligen Spezialisten einer Tiergruppe kontaktieren und eventuell auch bezahlen zu müssen. Eine 33 Jahre lang mit derselben Methode durchgeführte Studie, bei der bisher rund 1500 Arten nachgewiesen und 1,5 Millionen Tiere bestimmt wurden, erlaubt es, einen kritischen Blick auf die Verwendung der Biomasse als Indikator zu werfen. Dabei darf man nicht vergessen, dass gängige Geländemethoden zum Nachweis von Arthropoden nur Näherungswerte liefern können, dass sie also nur in groben Zügen die Wirklichkeit widerspiegeln (DUNGER 1997). Dies gilt natürlich auch für die hier vorliegende Arbeit.

Ausgangspunkt der Untersuchung war eine mit erheblichem Baumaschineneinsatz durchgeführte Neuterrassierung im Reb Gelände des Kaiserstuhls bei Oberbergen. Nach ihrem Abschluss 1978/79 standen hektargroße Rebflächen und mehrere 100 meterlange Großschungen (Abb.1) für eine Neubesiedlung durch Fauna und Flora zur Verfügung (KOBEL-LAMPARSKI & LAMPARSKI, 1997).

2. Material und Methoden

Im zentralen Kaiserstuhl waren im Gewinn Baßgeige (Abb.2) auf einer Großböschung unmittelbar nach ihrer Fertigstellung über 33 Jahre 15 Bodenfallen kontinuierlich exponiert. Bei den verwendeten Fallen ist das Fanggefäß in einem fest installierten PVC-Rohr in den Untergrund versenkt, die Tiere gelangen über einen eingepassten Trichter in die Falle. Schutz gegen Regen bietet ein transparentes Dach. Als Konservierungsfüssigkeit wurde Äthylenglycol verwendet. Der Durchmesser der Fallen betrug 15 cm. Die Leerung erfolgte alle vier Wochen, in den Sommermonaten alle 14 Tage.

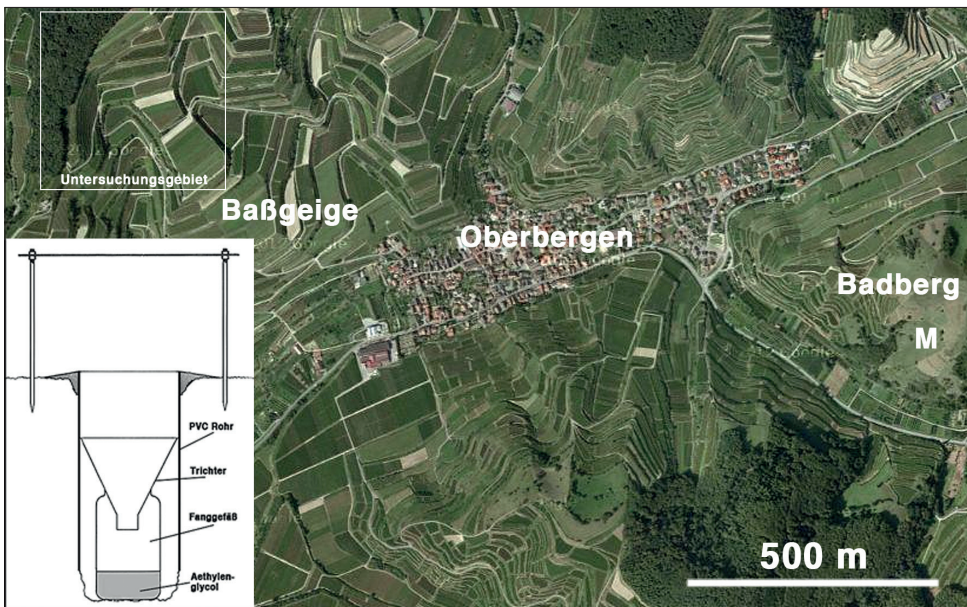


Abb.2: Übersicht über das Untersuchungsgebiet Baßgeige bei Oberbergen (google earth) sowie eine Trichterfalle.

Alle Carabiden und Spinnen wurden bis zur Art bestimmt und ihre Länge ermittelt. Die Einteilung in Größenklassen (GKL) erfolgte logarithmisch (ln), d.h., für die kleinen GKL wurden engere mm-Intervalle gewählt als für die großen GKL. Für die Carabiden erfolgte die Einteilung in 6 Größenklassen. Die Spinnen wurden aufgrund der großen Längendifferenzen zwischen Männchen und Weibchen in 4 Größenklassen eingeteilt. Die Biomasse (mg Trockengewicht) beider Taxa wurde nach SABO et al. (2002) berechnet.

Tab.1: Größenklassen der Carabiden und der Spinnen.

Carabiden		Spinnen	
Größenklasse	mm	Größenklasse	mm
GKL 1	< 3,2	GKL 1	< 3
GKL 2	3,2 - 5	GKL 2	3 - 5
GKL 3	5,1 - 8,5	GKL 3	5,1 - 8,5
GKL 4	8,6 - 14	GKL 4	> 8,5
GKL 5	14,1 - 22		
GKL 6	> 22		

Insgesamt wurden 107 Carabidenarten mit 23.033 Individuen und 186 Spinnenarten mit 85.634 adulten Individuen gefangen und in die hier vorliegende Arbeit miteinbezogen.

3. Ergebnisse

3.1 Carabiden

Im Laufe einer initialen Sukzessionsphase, die bis Mitte der 80-er Jahre andauerte, stiegen die Fangzahlen von 1979 bis 80 steil an, um danach genauso wieder abzufallen (Abb. 3). Im weiteren Verlauf der Sukzession nahmen die Fangzahlen langsam ab (SKARBECK et al. 2020). Stärkere Abweichungen von diesem Trend, besonders in der Zeit 1989 bis 1995 und 2003 bis 2006, sind durch trocken-heiße Sommer witterungsbedingt und gehen überwiegend auf die Zunahme xerophiler Carabiden zurück.

Teilt man die Carabiden nach ihren Größen auf, so wird deutlich, dass es vor allem die Arten der GKL 1 bis 4 sind, die die Fangzahlen der Untersuchungszeit bestimmen (Abb.4).

Die Entwicklung der Biomasse der GKL 1-4 zeichnet im Laufe der Jahre die Form der Fangzahlen-Kurve nach. Nimmt man allerdings die GKL 5 und 6 dazu, d.h. betrachtet man die gesamte Biomasse, so erkennt man bis in die Mitte der 80-er Jahre noch die Effekte der initialen Sukzessionsphase (Abb.4). Dann aber beginnen Schwankungen, die ab 1992 zu sehr starken Ausschlägen werden. Die hohe Biomasse der frühen 80-er Jahre geht, neben den Arten der GKL 1-4, vorwiegend auf *Carabus violaceus* (GKL 6) zurück, eine Art, die bereits 1984 auf allen 1978/79 neu aufgebauten Böschungen im Gewinn Baßgeige wieder verschwunden ist. Einen hohen Anteil an der anfänglichen Biomasse hat auch *Brosicus cephalotes* (GKL 5), der bis 2002 auftrat. Die hohen Biomassen und ihre Schwankungen ab den 90-er Jahren werden fast ausschließlich von den beiden *Carabus*-Arten *nemoralis* (GKL 5) und *coriaceus* (GKL 6) verursacht. Solche Schwankungen bis hin zum Verschwinden sind bei großen Carabidenarten bekannt. (KOTZE & O'HARA 2003, NOLTE et al. 2019).

In der Summe ergibt sich, dass die Gesamtbiomasse ab 1981 von einigen wenigen großen Arten wesentlich beeinflusst wird, deren stark wechselndes Auftreten auf der Böschung die

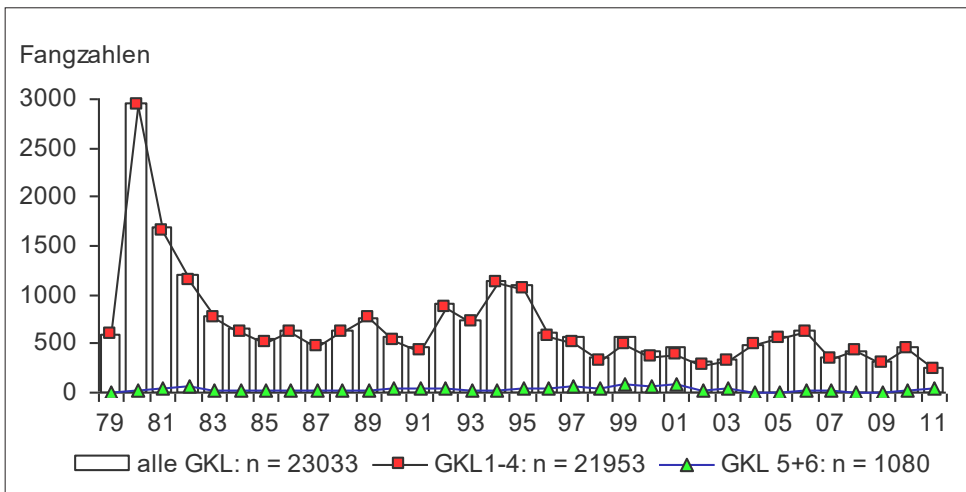


Abb.3: Fangzahlen der Carabiden von 1979 bis 2011.

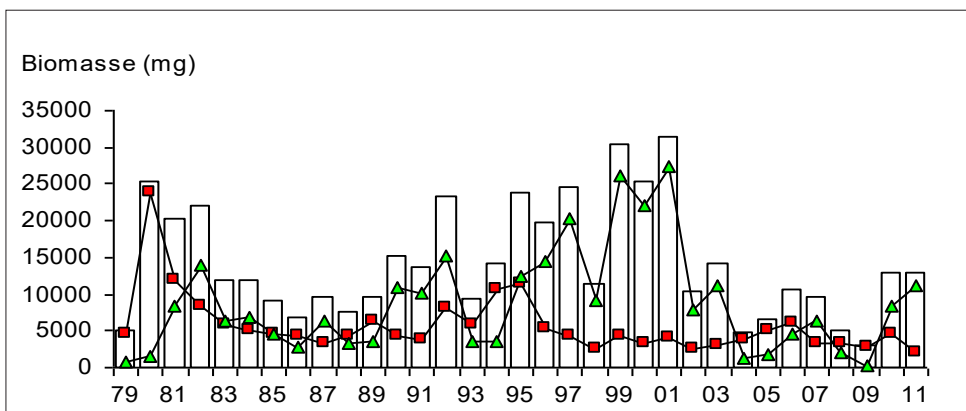


Abb.4: Biomasse (Trockengewicht) der Carabiden von 1979 bis 2011.

Schwankungen hervorrufen. Der Grund liegt darin, dass die großen Carabus-Arten rund zweitausend mal schwerer sind als zum Beispiel die Carabiden der häufigen GKL 2.

3.2 Spinnen

Auch bei den Spinnen lässt sich die initiale Sukzessionsphase abtrennen (Abb.5). Sie endet etwas früher als bei den Carabiden und wird von sehr kleinen Spinnen mit hoher Fortpflanzungsrate, die nur kurzzeitig auf der Böschung leben, bestimmt (KOBEL-LAMPARSKI, A., LAMPARSKI, F. 1994). Aufgrund ihrer Kleinheit tragen sie nur wenig zur Biomasse bei (Abb.6).

Nach 1983 nehmen die Fangzahlen langsam zu, 1989/90 mit dem Einsetzen einer warmen Witterungsphase schneller. Die höchsten Fangzahlen werden 2004 erreicht, erstaunlicher-

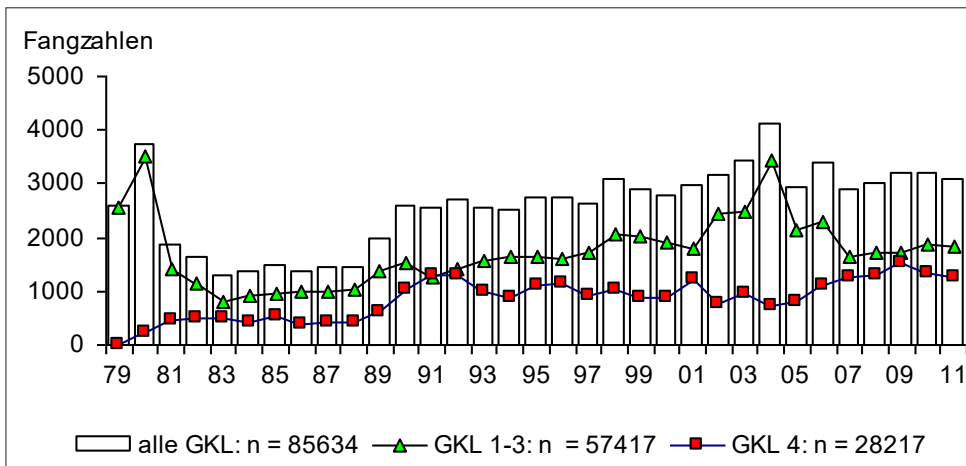


Abb.5: Fangzahlen der adulten Spinnen von 1979 bis 2011.

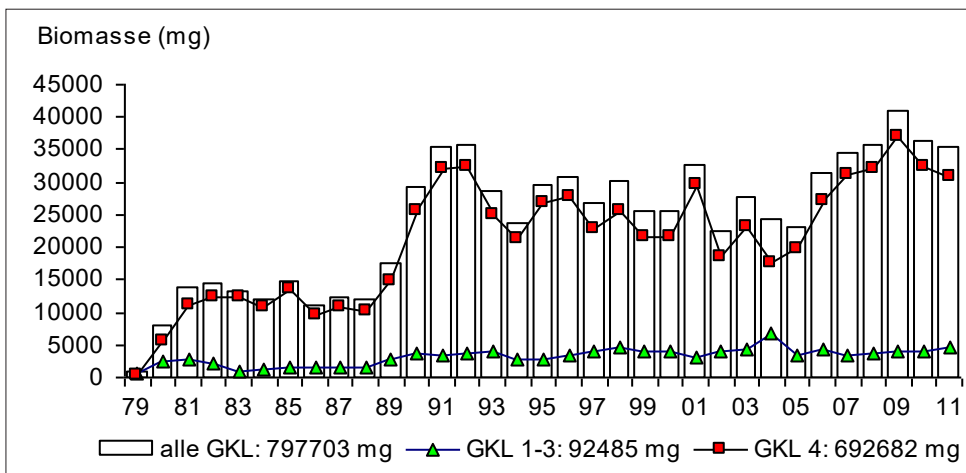


Abb.6: Biomasse (Trockengewicht) der adulten Spinnen von 1979 - 2011.

weise verbunden mit relativ niedriger Biomasse. Der Hitzesommer 2003 mit Trockenheit ab Mai hatte zur Folge, dass die Vegetation verdorrte und verstärkt offene, unbewachsene Bereiche auf der Böschung entstanden, wodurch im Folgejahr kleine Spinnenarten (GKL 1) – vergleichbar der initiale Sukzessionsphase – wieder auftraten, so z. B. *Oedothorax apicatus*. Die Biomassen der GKL 1-3 entwickelten sich ähnlich wie die Fangzahlen dieser GKL (Abb.6). Die Ähnlichkeit ist aber weniger augenfällig als bei den Carabiden.

Die gesamte Biomasse der Spinnen steigt von 1979 - 82 auf 15.000 mg an, dann bleibt sie bis 1989 in einem Korridor zwischen 11.000 und 15.000 mg. Ab 1989 steigt sie auf fast das

2,5-fache an, ab 1992 folgt dann eine Phase in der sich die Biomasse unter starken Schwankungen zwischen 25.000 und 41.000 mg bewegt. Wie man in Abb.6 sieht, werden die Biomassen samt ihren Änderungen fast ausschließlich von GKL 4 bestimmt, wieder liegt es daran, dass die großen Spinnenarten zweihundertmal mal mehr auf die Waage bringen als die kleinen Arten der GKL 1. Die von der Biomasse her wichtigsten Arten der GKL 4 sind zu Beginn der Untersuchung die Wolfspinnen *Alopecosa farinosa* und die 3 *Trochosa*-Arten *robusta*, *uricola* und *terricola*. Als laufaktive Jäger mit einjähriger Individualentwicklung traten sie bereits 1980 auf der Böschung auf (KOBEL-LAMPARSKI & GACK, 2020). Die durch ihre speziellen Fanggewebe ortsgebundenen großen Spinnenarten wie *Eresus kollari* oder die *Atypus*-Arten *affinis* und *piceus*, die alle einen mehrjährige Entwicklungszyklus besitzen, trafen erst später auf der Böschung ein, sie benötigten zum Populationsaufbau viele Jahre (GACK & KOBEL-LAMPARSKI, 2006).

4. Diskussion

Die Verwendung der Biomasse für öffentlichkeitswirksame Aussagen erscheint wie das Ei des Kolumbus bzw. die Lösung des gordischen Knotens. Mit relativ geringem Aufwand wird dem Laien das „Viel“ oder „Wenig“ verdeutlicht. Die Biomasse erscheint als Summenparameter, der über die gesamte, betrachtete Tiergemeinschaft integriert und sehr gut für ökologische Aussagen geeignet ist (PENELL et al. 2018). In Wirklichkeit hängt diese Größe aber von wenigen Arten ab. In unserer Langzeitstudie bestimmen

- bei den Carabiden 5,6 % der Arten mit 4,6 % der gefangenen Individuen über 61 % der Biomasse.
- bei den Spinnen 13% der Arten mit 33% der gefangenen Individuen über 87% der Biomasse.

Durch jeweils wenige Arten ergeben sich jene starken Biomasseschwankungen, die in Abb.4 und Abb.6 sichtbar werden. Wirft man testweise Carabiden und Spinnen zusammen - und hat so einen Datenpool von 293 Arten und 108.676 Individuen – werden die Ausschläge der Biomasse im Laufe der 33 Jahre nicht gedämpft sondern noch stärker (Abb.7).

Inzwischen haben wir noch die Biomasse der Staphyliniden berechnet (183 Arten, 28022 Individuen bei 6 Fallen). Auch für diese Käfer – vergleichbar den Carabiden – gilt:

- Nur 3,3% der Arten mit einem Anteil von 3 % der gefangenen Individuen tragen mit 64% zur Biomasse bei.

Da sich der Wert der Biomasse nur auf wenige Arten mit hoher Masse stützt und diese wenigen Arten in ihrem Auftreten stark variieren, können dadurch bedingte Populationschwankungen die Biomasse bestimmen. Dies macht Interpretationen schwierig, wenn man Werte aus weit auseinander liegenden Jahren oder Untersuchungsgebieten – also große raum-zeitliche Differenzen – in die Überlegungen einbinden muss. Wurde bei einer Untersuchung nicht kontinuierlich gemessen, kann man, ohne es zu wissen, falsche Schlüsse ziehen, indem z.B. ein Biomasse-Hoch mit einem Biomasse-Tief verglichen wird. Hier besteht die Gefahr, dass die Ergebnisse einer „Momentaufnahme“ überbewertet werden. Ein Langzeittrend mit gleichsinnigen Änderungen über mehrere Jahre bleibt ja unbekannt.

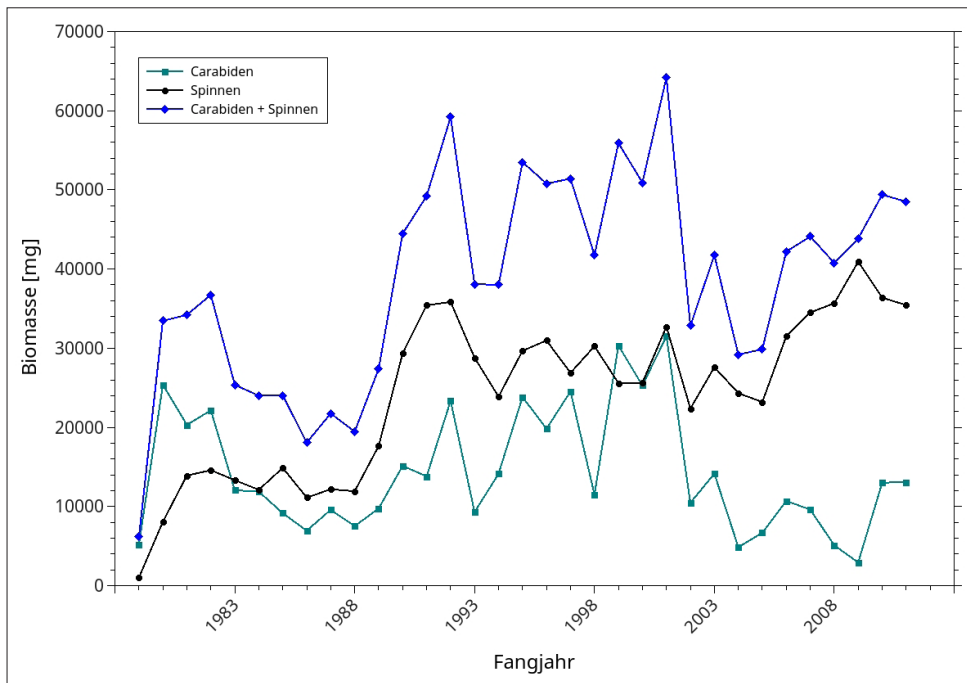


Abb.7: Biomasse der adulten Spinnen und der Carabiden von 1979 bis 2011.

Obwohl 33 Jahre kontinuierlich mit derselben Methode die epigäische Fauna untersucht wurde, ist es schwierig von einer Zu- oder Abnahme der Biomasse im Laufe der Zeit zu sprechen. Zwar nimmt auf den ersten Blick die Spinnen-Biomasse zu und die Carabiden-Biomasse ab. Auch wenn man, um einen genügend großen Abstand zur initialen Sukzessionsphase zu haben, erst die Zeit nach 1990 betrachtet, sind die Biomasseschwankungen so stark, dass weder von einer signifikanten Zu- bzw. Abnahme gesprochen werden kann. Es scheinen langwellige Trends, wahrscheinlich witterungsbedingt, zu herrschen, die in Verbindung mit den starken Schwankungen sogar Untersuchungszeiten von einigen Zehnern von Jahren als relativ kurz erscheinen lassen.

Das bedeutet allerdings nicht, dass die Ergebnisse aus Naturschutzgebieten von SORG et al. 2013 und HALLMANN et al. 2017 nicht in ihrer Größenordnung richtig sind, besonders wenn man die starken Veränderungen in den letzten Jahrzehnten in der Landschaft in Betracht zieht! Das Weinanbaugebiet Kaiserstuhl stellt mit seiner Landnutzung einen Sonderfall dar. Schon aus Gründen der Weinvermarktung wird versucht möglichst umweltfreundlich zu arbeiten. Dazu kommt, dass die zwischen die Rebflächen eingeschalteten hektargroßen Rebböschungen, 20 - 30% Brachland inmitten einer Sonderkultur, weitgehend frei von anthropogenen Einflüssen sind. Aufgrund ihrer Größe von mehreren 100 m und ihrer Höhe zwischen 10 und 30 m liegen diese Böschungen außerhalb der Reichweite jeglicher Spritzmittel, zumal moderne Geräte heute meist sparsam sind und zielgerichtet auf die Rebzeile spritzen. Seitdem ab den 90-er Jahren im Kaiserstuhl der Traubenwickler durch die Ver-

wirrmethode klein gehalten wird, werden zudem fast nur noch Fungizide und, teils direkt unter den Reben, Herbizide eingesetzt.

Durch ihre Steilheit und Großflächigkeit entstanden auf den südexponierten Böschungen für die Tierwelt Lebensräume, die denen der Trockenrasen im zentralen Kaiserstuhl kaum nachstehen. Ihre hohe faunistische Wertigkeit zeigt sich auch daran, dass z.B. im Gewann Baßgeige bei Oberbergen mehr als 60% der Südböschungen zu den geschützten Biotopen nach §32 des Naturschutzgesetzes von Baden-Württemberg gehören.

5. Fazit

- Wenige große Arten dominieren die Biomassen der Carabiden, Staphyliniden und Spinnen.
- Ihre Populationsschwankungen führen zu enormen Unterschieden in der jährlichen Biomasse.
- Ein Rückschluss auf „die Arthropodengemeinschaft“ anhand von Biomassedaten allein ist deswegen nicht ohne Kenntnis der Arten und ihrer Ansprüche möglich, sich daraus ableitende Verallgemeinerungen sind fragwürdig.
- Schlüsse bei raum-zeitlichen Divergenzen im Untersuchungsdesign, die sich daraus ergeben, dass nicht dieselben Probennahmestandorte kontinuierlich untersucht wurden, sind mit starken Unsicherheiten behaftet.

6. Dank

Wir danken dem Badischen Landesverein für Naturkunde und Naturschutz für die langjährige Unterstützung des Kaiserstuhl-Projektes aus dem Prof.-Friedrich-Kiefer-Fond.

7. Literatur

- DUNGER, W. (1997): Zoologische Arbeitsmethoden. S. 315 -471 in Dunger, W., Fiedler, H. J. (Hrsg): Methoden der Bodenbiologie. G. Fischer, Jena.
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOULSON, D., DE KROON, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE, 12(10): 1-21, e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- HALLMANN, C. A., ZEEGERS, T., KLINK, R. VAN, VERMEULEN, R., WIELINK, P. VAN, SPIJKERS, H., DEIK, J. VAN, STEENIS, W. VAN, JONGEJANS, E. (2020): Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. Insect Conservation and Diversity. Vol. 13: 127-139. <https://doi.org/10.1111/icad.12377>
- KOBEL-LAMPARSKI, A., LAMPARSKI, F. (1994): Sukzessionsuntersuchungen im Reb Gelände des Kaiserstuhls – Spinnen. Veröff. PAÖ 8, 197-211.
- KOBEL-LAMPARSKI, A., LAMPARSKI, F. (1997): Fluktuation und Sukzession im Reb Gelände des Kaiserstuhls - Konsequenzen für den Naturschutz. PAÖ, 22: 69-82.
- KOBEL-LAMPARSKI, A., GACK, C. (2020): Die Wolfspinne *Alopecosa farinosa* (Araneae, Lycosidae) im Reb Gelände des Kaiserstuhls: Populationsaufbau und Populationsdynamik in einem Zeitraum von 33 Jahren. Arachnologische Mitteilungen 59: 108-118. doi: 10.30963/aramit5913
- KOTZE, D. J., O'HARA, R.B. (2003): Species decline - but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. Oecologia, 135(1): 138-148. <https://doi.org/10.1007/s00442->



002-1174-3

NOLTE, D., BOUTAUD, E., KOTZE, D. J., SCHULDT, A., ASSMANN, T. (2019): Habitat specialization, distribution, range size and body size drive extinction risk in carabid beetles. *Biodiversity and Conservation*, 28(5): 1267-1283. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01724-9>

PENELL A., RAUB F., HÖFER H. (2018): Estimating biomass from body size of European spiders based on regression models. *Journal of Arachnology* 46(3): 413-419. doi.org/10.1636/JoA-S-17-044

SABO, J. L., BASTOW, J. L., & POWER, M. E. (2002): Length–mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2): 336-343. <https://doi.org/10.2307/1468420>

SKARBEK, C., KOBEL-LAMPARSKI, A., DORMANN C. F. (2020): Trends in monthly abundance and species richness of carabids over 33 years in Kaiserstuhl, southwest Germany. *Basic and Applied Ecology* 50: 107-118, doi: 10.1016/j.baae.2020.11.003

SORG, M.; SCHWAN, H.; STENMANS, W., MÜLLER, A. (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld Vol. 1* (2013):1-5.



Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.04	Seiten 83-124	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	---------------	------------------------------------

Die benthische Algenflora der Elz (Schwarzwald)

WOLFGANG SCHÜTZ & LYDIA KING

Zusammenfassung

Zwischen 2010 und 2020 wurde die benthische Algenflora der Elz, einem silikatisch geprägten Zufluss des Rheins aus dem mittleren Schwarzwald, von der Quelle bis zum Leopoldskanal untersucht. Gefunden wurden 251 Taxa, darunter 159 Kieselalgen (Bacillariophyta), 42 Blaualgen (Cyanobacteria), 35 Grünalgen (Chlorophyta) und 6 Rotalgen (Rhodophyta). Ausprägung und Zusammensetzung des benthischen Aufwuchses unterliegen im Unterlauf einem jahreszeitlichen Wechsel. Entwicklungsmaxima im Frühjahr weisen *Ulothrix* spp. und *Paralemanea catenata* auf, ab Mitte Juni wird *Nostoc parmelioides* aspektbildend. Von Frühsommer bis Herbst treten fädige und gelegentlich krustige Grünalgen (*Gongrosira* spp.) in den Vordergrund. Massenentwicklungen fädiger Grünalgen kommen häufig nach längeren Niedrigwasser-Phasen vor, erwiesen sich aber in ihrer Abfolge und Zusammensetzung als nicht vorhersagbar. Generell dominieren Blaualgen den benthischen Aufwuchs im Oberlauf, im Unterlauf sind dagegen Grünalgen, zeitweise auch Kieselalgen vorherrschend. Die als Leitarten sommerkalter Bäche geltenden Arten *Chamaesiphon fuscus*, *Homoeothrix janthina*, *Lemanea fluviatilis* und *Phormidium autumnale* sind charakteristisch für den Oberlauf der Elz. Diese und einige weitere, aber seltenere Taxa gehen im Mittellauf zurück und fehlen zum Teil im Unterlauf, während zunehmend krustige und v. a. fädige Grünalgen (*Cladophora glomerata*, *Rhizoclonium hieroglyphicum*, *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Stigeoclonium*) häufiger werden. Bei den Kieselalgen war der Anteil oligotraphenter Arten im Oberlauf am höchsten, im Mittellauf dominierten mesotraphente Taxa und im Unterlauf, insbesondere unterhalb der Kläranlage „Untere Elz“ bei Teningen, war der Anteil eutraphenter Arten am höchsten. Mit der im Unterlauf häufigen *Achnanthes delmontii*, sowie *A. rivulare* und *A. subhudsonis* var. *kraeuselii* wurden drei als neophytisch einzustufende Diatomeen gefunden. Eine Ähnlichkeitsanalyse, durchgeführt mit 9 zu verschiedenen Jahreszeiten über 30 Monate im Unterlauf bei Riegel genommenen Proben indiziert starke Veränderungen in der Zusammensetzung der Kieselalgen-Gesellschaft. Als wesentliche, Zusam-

Dr. Wolfgang Schütz, Im Jägeracker 28, 79312 Emmendingen. wolf.schuetz@gmx.de
Dr. Lydia King, Basler Landstr 54, 79111 Freiburg. brachysira@live.com



mensetzung und Menge des Aufwuchses im Längsverlauf der Elz regulierende Faktoren werden Hochwasser, Temperatur, Fraßdruck durch Makrozoobenthos, Nährstoffbelastung und Beschattung diskutiert. Während bei den Kieselalgen eine Abhängigkeit vom Trophiegrad zu erkennen ist, scheint für die Zonierung und Zusammensetzung des PoD besonders eine Zunahme der Sommer-Temperaturen im Längsverlauf eine wichtige Rolle zu spielen. Eine Bewertung des „Ökologischen Zustandes“ nach WRRL ergab eine Verschlechterung im Längsverlauf der Elz. Während im Ober- und Mittellauf durchweg ein „sehr guter“ oder „guter“ Zustand festgestellt wurde, tendiert die Bewertung im Unterlauf zum „mäßigen“, unterhalb der Einleitung der Kläranlage in Teningen zum „unbefriedigenden“ Zustand. Probenahmen (Kieselalgen) über einen Zeitraum von 3 Jahren und zu verschiedenen Jahreszeiten unterhalb dieser Kläranlage zeigen aber auch eine beträchtliche Variabilität der Bewertungsergebnisse.

Schlüsselwörter

Aufwuchs, Kieselalgen, PoD, silikatische Fließgewässer, Taxazahlen, Zonierung, Sukzession, EG-WRRL

Abstract

The benthic algal flora of the river Elz (Black Forest, Germany)

Between 2010 and 2020 the benthic algal flora of the river Elz, a siliceous tributary of the Rhine, was examined from the source in the central Black Forest to the Leopoldskanal. A total of 251 taxa were identified, including 159 diatoms, 42 blue-green algae, 35 green algae and 6 red algae. In the lower reach, benthic algal composition and abundance is subject to seasonal changes. In spring, *Ulothrix* spp. and *Paralemanea catenata* exhibit biomass maxima followed by *Nostoc parmelioides* in mid-June. From early summer to autumn, filamentous and occasionally crustose green algae (*Gongrosira* spp.) dominate the algal community. Mass development of filamentous green algae often occurs after long periods of low discharge, but the sequence of their appearance and the community composition were unpredictable. In general, blue-green algae dominate the phytobenthos in the upper reaches, whereas green algae, and sometimes diatoms, are predominant in the lower reaches. Taxa like *Chamaesiphon fuscus*, *Homoeothrix janthina*, *Lemanea fluviatilis* and *Phormidium autumnale*, considered to be characteristic of summer-cold streams, are commonly found in the upper reaches of the Elz. These and other rarer taxa decline in the middle reaches and are partly missing in the lower reaches, while crustose and especially filamentous green algae (*Cladophora glomerata*, *Rhizoclonium hieroglyphicum*, *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Stigeoclonium*) become more abundant. The proportion of oligotraphent diatom species was highest in the upper reaches, mesotraphent taxa dominated in the middle and eutraphentic taxa in the lower reaches. Especially below the sewage treatment plant near Teningen the proportion of eutraphent diatoms was high. Three presumably neophytic *Achnanthyidum*-species (*A. delmontii*, *A. rivulare*, *A. subhudsonis* var. *kraeuselii*) were detected, of which the invasive *Achnanthyidum delmontii* was one of the most common species in the lower reaches. The results of a similarity analysis of 9 diatom samples collected during different seasons over a period of 30 months in the lower reaches show high fluctuations. High floods, temperature, feeding pressure by macro-invertebrates, nutrient load and shading are discussed as the crucial factors regulating the abundance and composition of the phytobenthos along the river Elz. While diatom communities were strongly influenced by trophic state, a longi-



tudinal increase in summer temperatures seems to play an important role for the zonation and composition of the remaining phytobenthos. Ecological status assessment according to the Water Framework Directive (WFD) indicated a deterioration of the ecological status downstream. While the algae indicated a “very good” or “good” ecological status in the upper and middle reaches, the status in the lower reaches tends to be “moderate” and below the inflow of the sewage treatment plant near Teningen to be “poor”. Sampling (diatoms) over a period of 3 years and at different times of the year below this sewage treatment plant also shows a considerable variability of the evaluation results.

Keywords

Aufwuchs, diatoms, phytobenthos, siliceous running waters, taxa numbers, zonation, succession, EU-WFD

1. Einleitung

Untersuchungen zur Algenflora einzelner Fließgewässer gibt es bisher für Baden-Württemberg nur wenige. Sie sind zudem, bis auf eine Ausnahme (BACKHAUS 2006), älteren Datums. Im Einzelnen handelt es sich um die Arbeiten von RABANUS (1916) an der Dreisam und an Gräben der Freiburger Bucht und des Schwarzwaldes, von WEHRLE (1942) über die Gauchach und eine Teilstrecke der Wutach, sowie von BACKHAUS (1968a, b), der ausführlich auf die Aufwuchsalgen von Brigach, Breg und Oberer Donau eingeht. Aspekte zur Algenflora des Oberrheins lieferten LAUTERBORN (1910, 1917) und BACKHAUS (2006). Erst mit der Implementierung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000) und der Aufnahme der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ (MuP) in das Monitoring-Programm der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) nimmt das seit langem erlahmte Interesse an Fließgewässer-Algen wieder zu.

Für eine Bearbeitung der Algenflora bietet sich die Elz aus verschiedenen Gründen an, u. a. die Auswahl des Elz-Abschnittes zwischen Riegel und Teningen als eines von vier modellhaften Umgestaltungsprojekten an Fließgewässern in Baden-Württemberg durch die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), das mit der Untersuchung der limnischen Fauna und Flora verbunden war. Diese Maßnahme wurde 2016 und 2017 umgesetzt und durch ein 2018 durchgeführtes Monitoring-Programm begleitet (ALAND 2017, BECKER et al. 2020). Angesichts weiterer geplanter Umgestaltungen an der Elz liegt es zudem nahe, die Algenflora des gesamten Flusses einer eingehenden Betrachtung zu unterziehen. Berücksichtigt werden alle Algengruppen, die das Phytobenthos bzw. den „Aufwuchs“ auf der Gewässersohle bilden, einschließlich der Kieselalgen (Diatomeen), die aufgrund ihrer morphologischen Sonderstellung (Silikatschalen) und ihrer hohen Taxazahlen traditionell meist getrennt von den restlichen Benthosalgen (PoD = **P**hytobenthos **o**hne **D**iatomeen) untersucht werden.

Wesentliche Voraussetzung für die Darstellung sind die von uns seit 2010 durchgeführten Untersuchungen der benthischen Algenflora, die teils im Auftrag der LUBW und des Regierungspräsidiums Freiburg (RPF), zum großen Teil aus eigener Initiative durchgeführt wurden. Diese Untersuchungen setzen sich aus Beobachtungen und Probenahmen unterschiedlicher Art, Intensität und zeitlicher Dichte zusammen. Viele Informationen liegen



für den Unterlauf kurz vor der Mündung in den Leopoldskanal vor. Auch die Algenflora der Fließstrecke zwischen Emmendingen und Sexau war seit 2010 Gegenstand kontinuierlicher Beobachtungen. Weniger intensiv waren unsere Untersuchungen bisher im Oberlauf zwischen der Elz-Quelle und Elzach und im Mittellauf (Windener Elztal); Angaben zu Vorkommen und Häufigkeit beziehen sich daher in erster Linie auf die im Folgenden auch als „Unterlauf“ bezeichnete Strecke zwischen Sexau und Riegel. Nicht behandelt wird die „Alte Elz“, die unterhalb Riegel aus dem Leopoldskanal ausgeleitet wird und bei Kehl in den Rhein mündet.

Neben einer Übersicht über die benthische Algenflora der Elz schenken wir den jahreszeitlichen Veränderungen des Algen-Aufwuchses besondere Beachtung und gehen der Frage nach, ob sich in der unteren Elz über einen Zeitraum von mehreren Jahren bestimmte Muster in der saisonalen Abfolge der Taxa erkennen lassen. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, wurden Sukzessionsabfolgen über einen längeren Zeitraum bisher noch kaum dokumentiert (KELLY 2018, 2019). Weiterhin soll zumindest ansatzweise auf Ähnlichkeiten und Unterschiede des Phytobenthos zu anderen silikatisch geprägten, insbesondere zu benachbarten Fließgewässern eingegangen werden. Unsere Darstellung ist in erster Linie deskriptiv; eine umfassende Diskussion der komplexen, für die Zusammensetzung und Abfolge der Algengemeinschaften in einem Fließgewässer verantwortlichen Umweltfaktoren und ihrer Interaktionen kann in diesem Rahmen nicht geleistet werden. Abschließend gehen wir kurz auf die Bewertungsergebnisse für einige Abschnitte der Elz ein, die auf dem in Deutschland verwendeten WRRL-Bewertungsverfahren (PHYLIB) für die Komponente „Makrophyten und Phytobenthos“ (MuP) basieren.

Zum leichteren Verständnis des Textes wurden die herkömmlichen Bezeichnungen Blaualgen (Cyanobacteria) und Grünalgen (Chlorophyta) verwendet, auch wenn sie mit neueren phylogenetischen Einteilungen nicht mehr übereinstimmen.

2. Untersuchungsgebiet

Die Elz entspringt nördlich von Furtwangen im Gebiet des Brend und des Rohrhardsbergs unweit der Breg-Quelle auf 1089 m NHN und mündet nach 74 km Lauflänge in den Leopoldskanal und nach 121 km auf 137 m NHN nahe Kehl in den Rhein (SCHNEIDER 2000). Das Einzugsgebiet der Elz hat Anteil an den naturräumlichen Einheiten Schwarzwald und Oberrhein-Tiefland (Abb. 1).

Im Oberlauf fließt die Elz in nördliche Richtung, zunächst durch ein flacheres Hochtal (Abb. 2a), dann, nach einer Steilstufe mit einigen kleinen Wasserfällen, durch ein steiles, tief in den Granit des westlichen Schwarzwaldes eingeschnittenes, kaum besiedeltes Waldtal (SCHNEIDER 2000). In Oberprechtal knickt der Fluss scharf in Richtung Südwesten ab. Hier beginnt das mittlere Elztal, das geradlinig nach Südwesten führt (Abb. 2b). Unterhalb der Stadt Waldkirch tritt die Elz in die bereits zur Oberrheinebene gehörende Freiburger Bucht ein. Ab hier fließt sie, Emmendingen und Teningen passierend (Abb. 2c), in nordwestliche Richtung bis zur Riegeler Pforte (Abb. 2d), wo sie zusammen mit Dreisam und Glotter auf 175 m NHN in den 12 km langen Leopoldskanal mündet, der das gesammelte Wasser auf direktem Weg dem Rhein zuleitet (LANGE 2007, RP KARLSRUHE 2005). Ein festgelegter Teil der



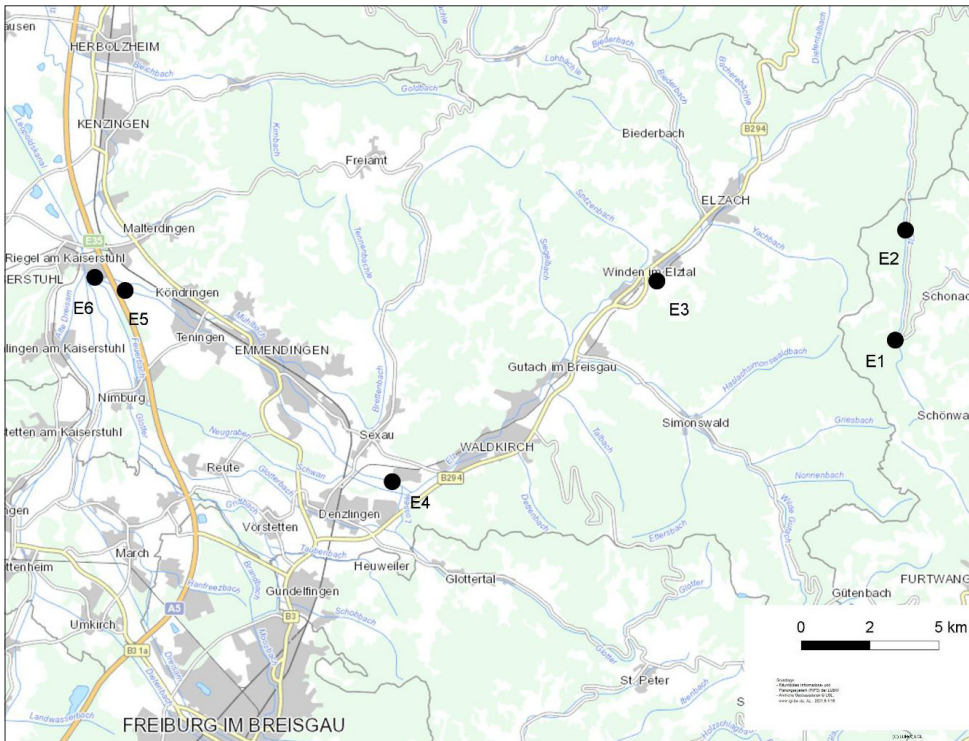


Abb. 1: Lage der nach Wasserrahmenrichtlinie bearbeiteten Probestellen am Ober- (E1, E2), Mittel- (E3, E4) und Unterlauf (E5, E6) der Elz. Grundlage: Daten aus dem Räumlichen Informations- und Planungssystem (RIPS) der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW).

Wassermenge ($7,8 \text{ m}^3/\text{s}$) wird allerdings kurz nach dem Übergang in den Leopoldskanal aus diesem wieder abgezweigt und in die Alte Elz eingespeist.

Das Gefälle nimmt von 8,2 % direkt unterhalb des Quellbereiches auf 2,4 % im muldenförmigen Hochtal ab, erreicht zwischen den Elz-Fällen und dem Elzknie 5 % und verringert sich im Windener Elztal auf 0,7 %. Im Unterlauf zwischen Waldkirch und Riegel beträgt es weniger als 0,3 % (SCHNEIDER 2000).

Im Oberlauf ist die Elz nach der Fließgewässer-Typologie der WRRL (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008) ein silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsbach (Typ 5), im Mittel- und Unterlauf gilt sie bis Riegel als fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss (Typ 9) (LUBW 2015). Das Einzugsgebiet der Elz wird im Schwarzwald vorwiegend von Wald- und Wiesenlandschaften geprägt, im Tiefland des Oberrheins durch Agrarflächen, Verkehrswege, Industrie und Siedlungen (SCHNEIDER 2000).

Während die Gewässerstruktur des Oberlaufes bis Oberprechtal meist nur wenig verändert ist, zeigt der obere Mittellauf im Windener Elztal eine überwiegend deutliche bis stark veränderte, der Unterlauf ab Buchholz eine sehr stark bis vollständig veränderte Gewäs-

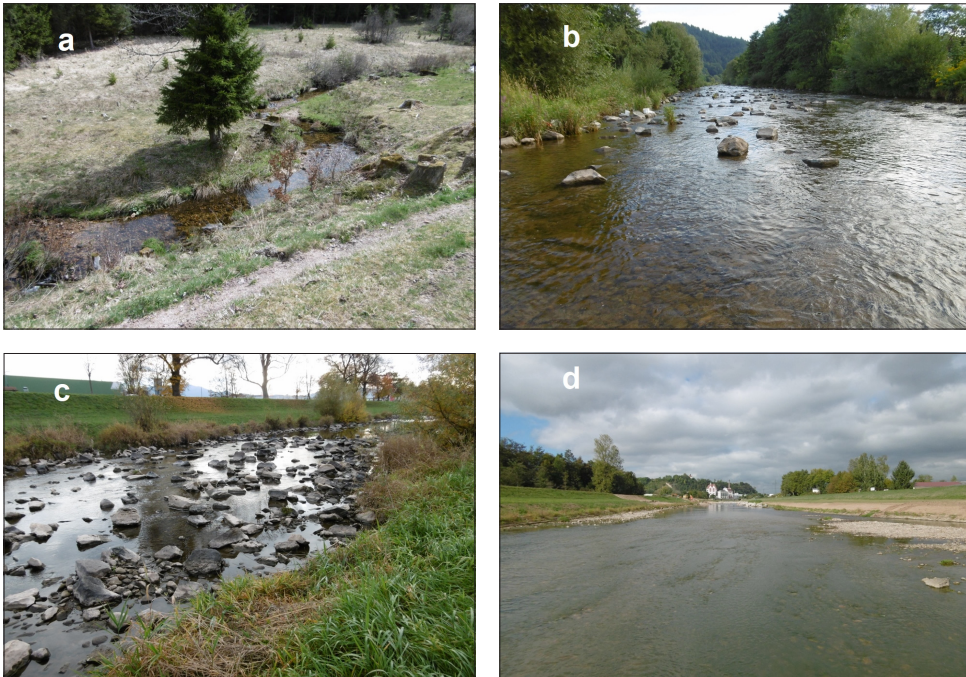


Abb. 2: (a) Elz-Oberlauf beim Vogte-Hof, (b) Elz unterhalb Waldkirch-Buchholz, (c) Elz bei Emmendingen mit Niedrigwasser, (d) Elz bei Riegel kurz vor der Mündung in den Leopoldskanal; ein Jahr nach den Renaturierungsmaßnahmen.

serstruktur (LUBW 2017b). Das unterhalb Waldkirch-Buchholz beginnende und bis 2015 bis zur Mündung in den Leopoldskanal durchgehende Doppeltrapez-Profil wurde zwischen Teningen und Riegel zwischen 2015 und 2017 im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen umgestaltet (Abb. 2d). Diese Maßnahmen bestanden hauptsächlich in der Rückverlegung der Dämme bei Teningen-Köndringen und dem Einbau von Querbuhnen und Strömungslenkern zwischen der Autobahn A5 und Riegel, um laut Planung das „monotone Abflussprofil aufzubrechen“ und eine „gewässertypische Eigenentwicklung“ zuzulassen (ALAND 2017).

Die Elz ist ein silikatisches Gewässer und dementsprechend sind Kalkgehalt und Leitfähigkeit niedrig, nehmen jedoch im Längsverlauf langsam zu. Nach einer am 5.6.2019 zwischen 13:30 und 16:15 durchgeführten Messfahrt lagen Leitfähigkeit (Bezugstemperatur 25°C) und Wassertemperatur am Rohrhardsberg (E1 in Abb. 1, 888 m NHN) bei 33 µS/cm bzw. 10,7 °C, oberhalb Elzach bei 66 µS/cm bzw. 15,7 °C und erreichten oberhalb der Mündung in den Leopoldskanal bei Riegel 143 µS/cm bzw. 20,4 °C (E6, 177 m NHN). Die pH-Werte liegen im Oberlauf nach eigenen Messungen im leicht sauren Bereich, im Unterlauf schwanken die Werte wegen des relativ schwach gepufferten Wassers aus dem Schwarzwald in Verbindung mit höheren Temperaturen und stärkerer pflanzlicher Biomasse-Produktion dagegen stark und können bei Niedrigwasser im Sommer nach eigenen Messungen Werte bis zu 9,6 erreichen. Nach neueren Untersuchungen von RIEDMÜLLER et al. (2019) werden die von der LAWA (2015) definierten Orientierungswerte für den Gewässertyp 9 für physikalisch-



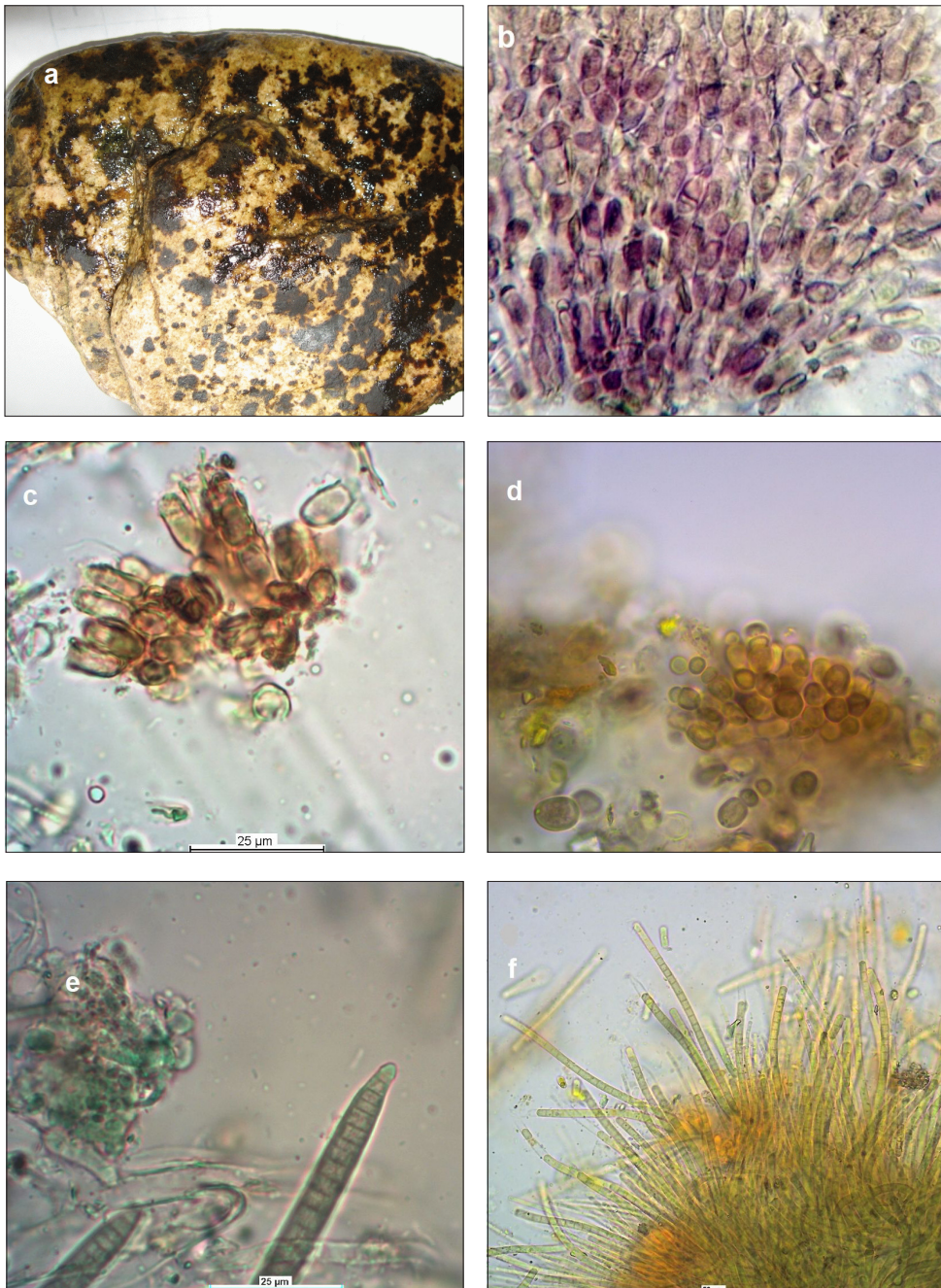


Abb. 3: Stein (a) aus dem Elz-Oberlauf mit den krustigen Belägen von *Chamaesiphon fuscus* (c), die seltenere, oft mit der vorigen Art vergesellschaftete *Chamaesiphon starmachii* (b), *Chamaesiphon polonicus* (d) bildet häufig rotbraune Beläge auf Blöcken in der Wasserwechselzone, *Phormidium autumnale* (e) und *Phormidium corium* (f) braune oder schwarzgrüne häutige, weiche Beläge auf Steinen und Blöcken.

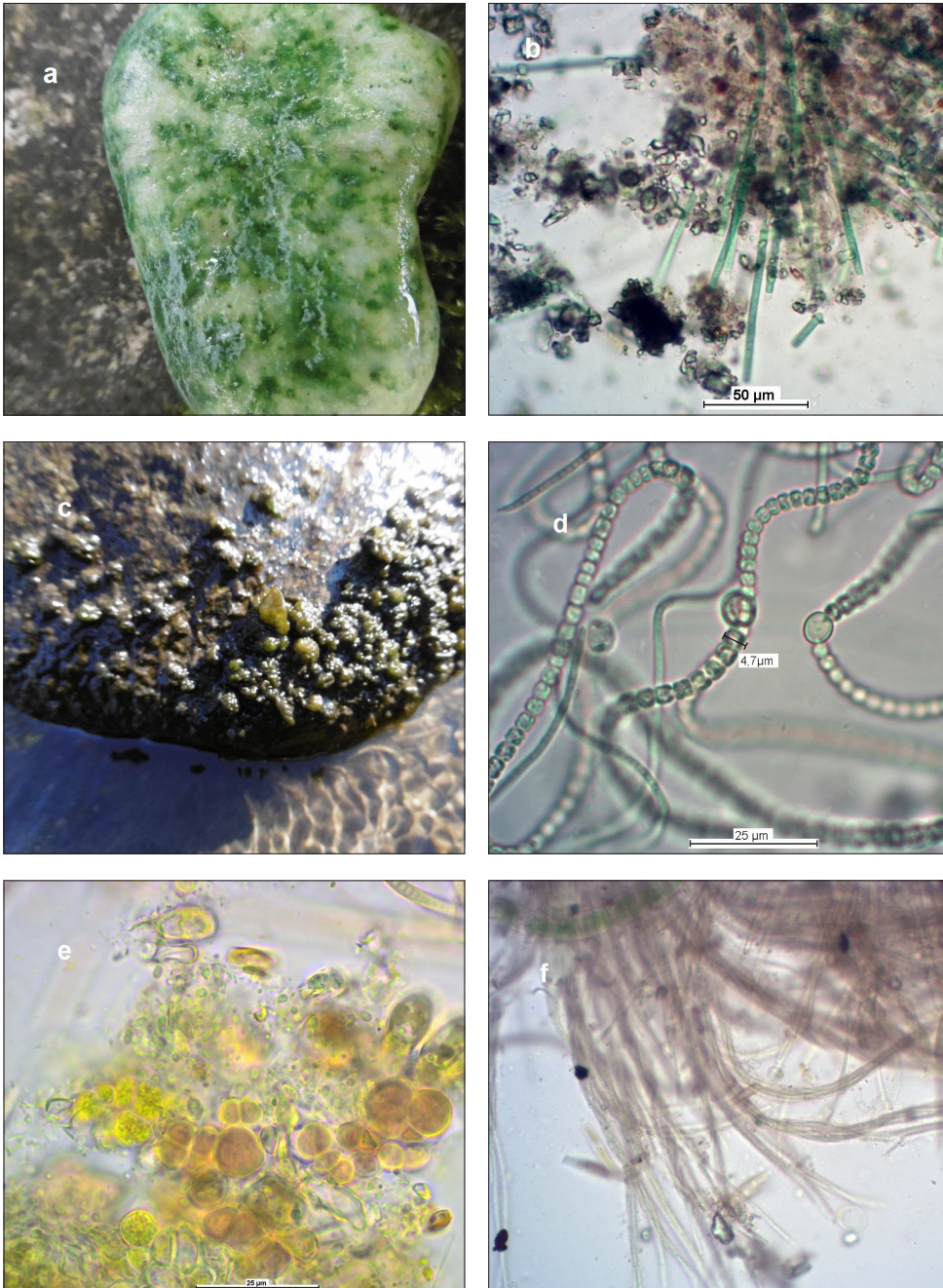


Abb. 4: Kalkstein (a) mit den Belägen von *Phormidium ingrediens* (b), Lager und Trichome mit Heterocysten von *Nostoc parmelioides* (c, d), *Pleurocapsa minor* (e) und *Schizothrix tinctoria* (f).



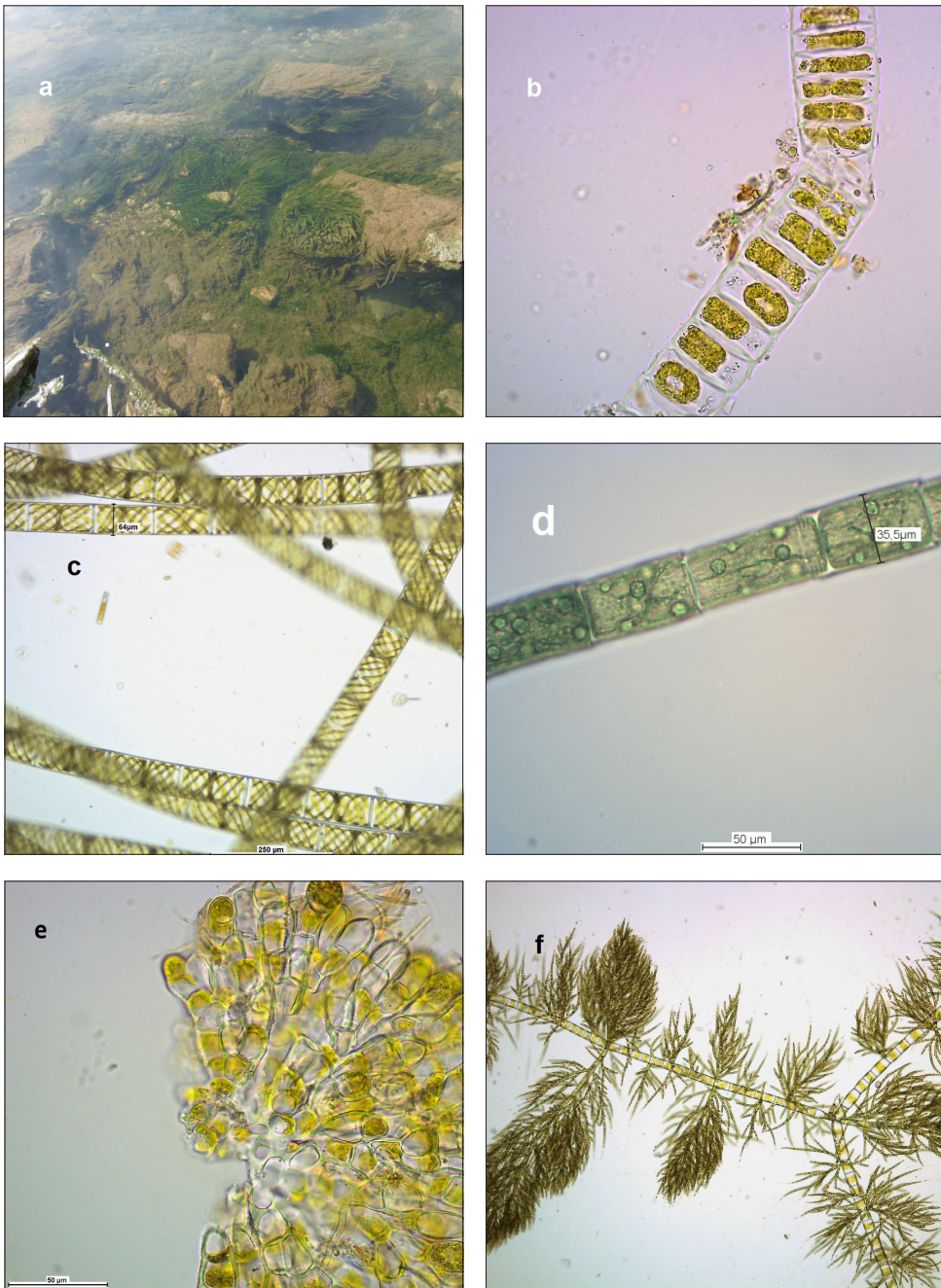


Abb. 5: Massenentwicklung von *Ulothrix zonata* im Frühjahr in der unteren Elz (a), typisch für diese Art sind die geschlossenen Chloroplasten-Ringe (b), *Spirogyra* sp. (c), *Oedogonium* sp. (d) und *Gongrosira debaryana* (e) sind Grünalgen aus dem Unterlauf mit häufigen Massenentwicklungen in der zweiten Jahreshälfte, *Draparnaldia glomerata* (f) kommt nur im Oberlauf vor.

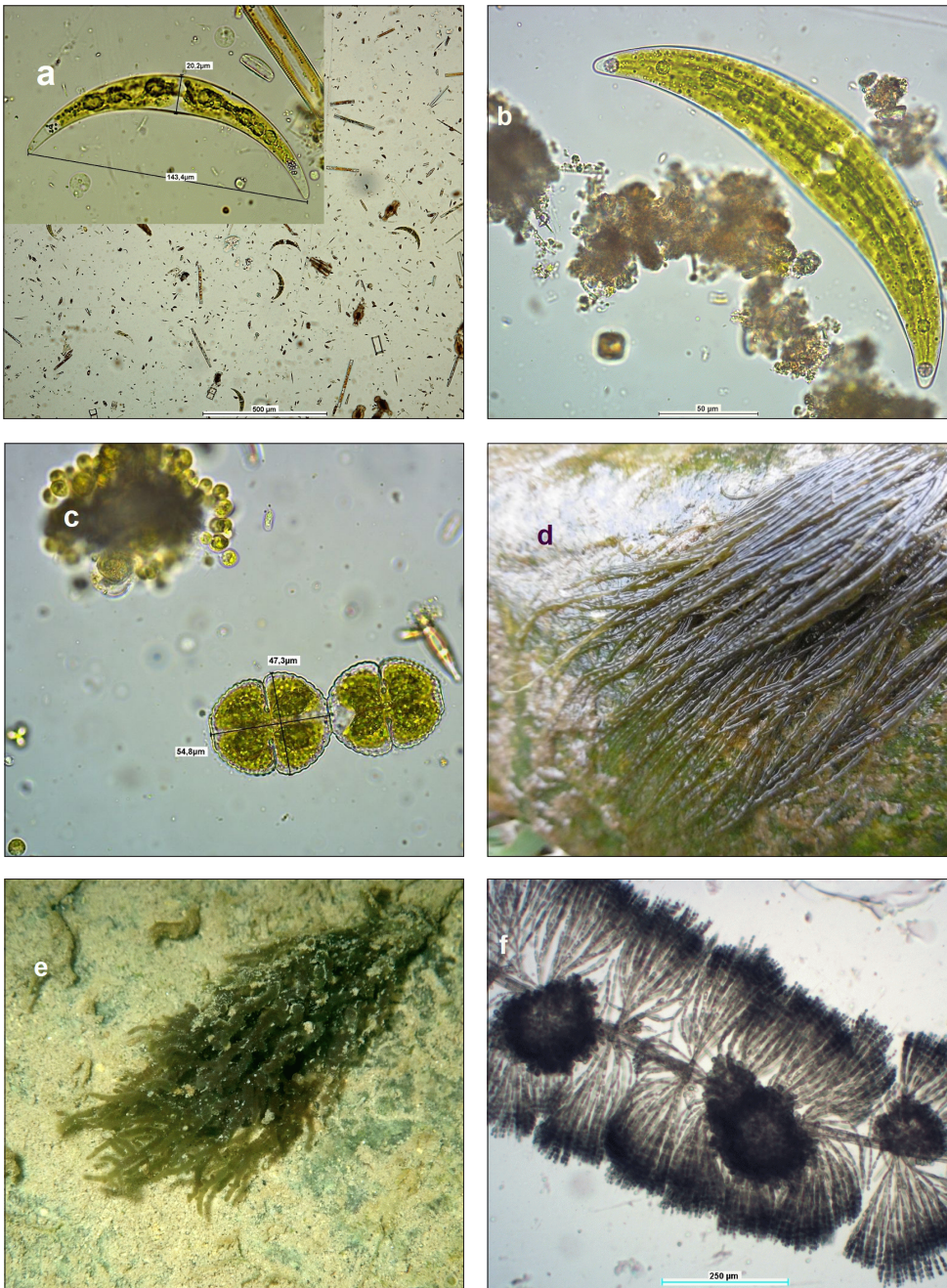


Abb. 6: Die einzelligen Desmidiaceen *Closterium leibleinii* (a) und *C. moniliferum* (b) sind häufig in der unteren Elz, ebenso *Cosmarium formosulum* (c). Im Frühjahr ist dort die strömungsresistente Rotalge *Palaelemaneia catenata* (d) aspektbildend, die seltenen Rotalgen *Sheathia boryana* (e) und *Batrachospermum helminthosum* (f) wurde nur im Oberlauf gefunden.



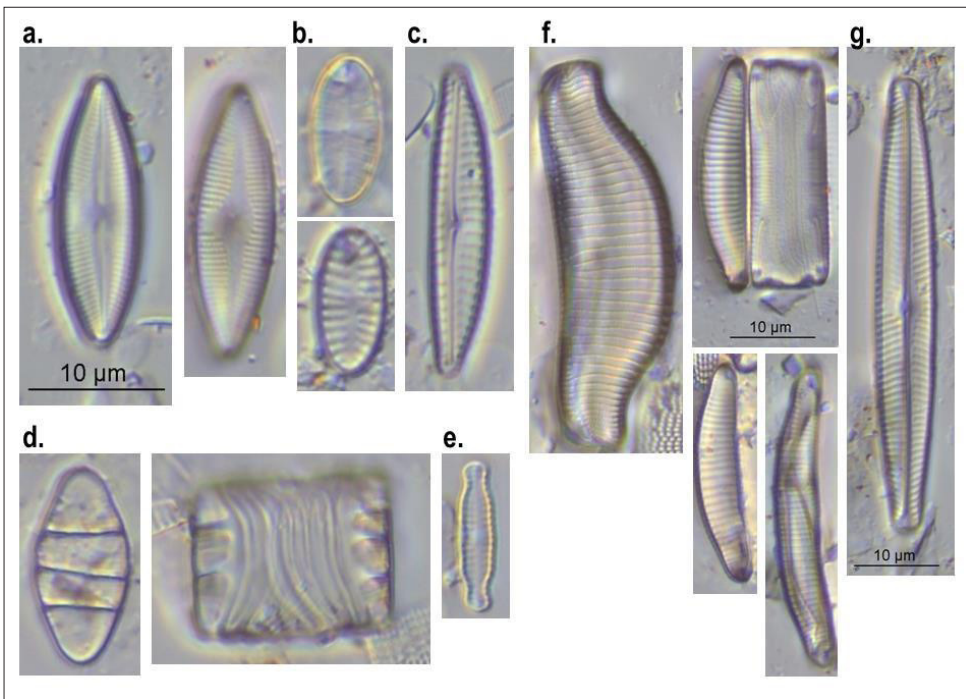


Abb. 7: Für oligotraphente, silikatische, leicht saure Gewässer charakteristische Diatomeen des Elz Oberlaufs: a) *Nupela lapidosa*, b) *Achnanthes oblongella*, c) *Encyonema perpusilla*, d) *Diatoma mesodon*, e) *Chamaepinnularia soehrensensis*, f) *Eunotia* spp., g) *Navicula angusta*.

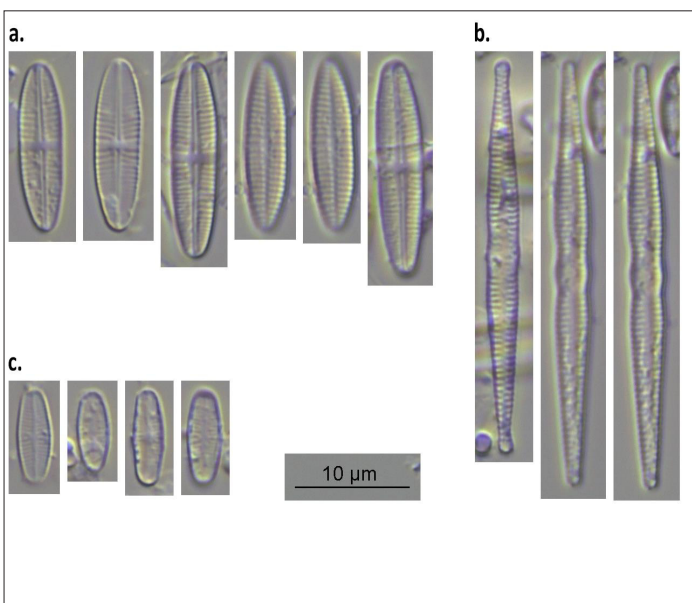


Abb. 8: Weit verbreitete Diatomeen im Elz-Unterlauf oberhalb der Einleitung der Kläranlage „Untere Elz“: a) Die als invasiv geltende, im Vergleich mit der ähnlichen *Achnanthes subatomus* nährstofftoleranter *Achnanthes delmontii*, b) Die für silikatische Gewässer charakteristische *Fragilaria pararumpens*, c) Die weit verbreitete, kleinschalige Pionierart *Achnanthes minutissimum*.

Alle Fotos stammen von den Verfassern.

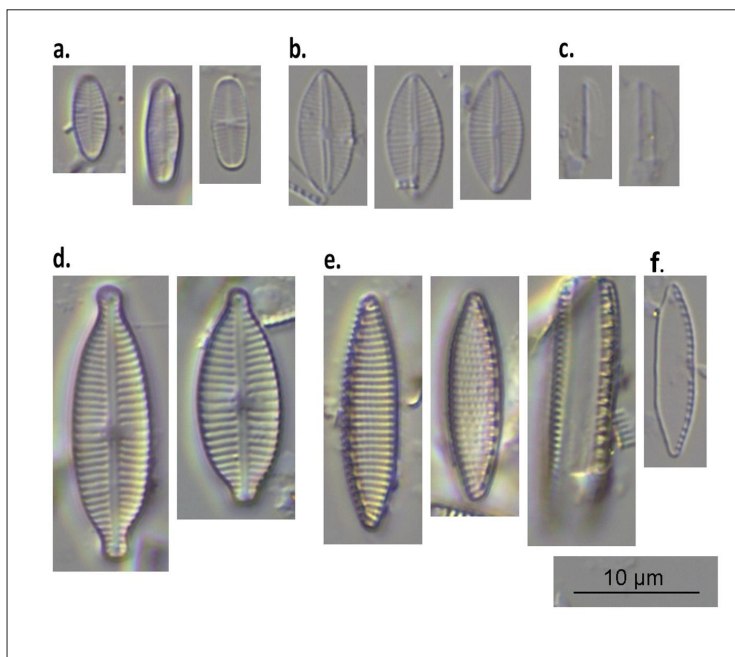


Abb. 9: Charakterische Diatomeen des Elz-Unterlaufs unterhalb der Einleitung der Kläranlage „Untere Elz“: a) Die weit verbreitete, kleinschalige Pionierart *Achnanthes minutissimum*, und b) bis f) höhere Trophie und Saprobie bevorzugende Arten, an denen man den silikatischen Charakter des Gewässers nicht mehr erkennen kann: b) *Eolimna subminutula*, c) *Fistulifera saprophila*, d) *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* f. *saprophilum*, e) *Nitzschia amphibia*, f) *Nitzschia paleacea*.

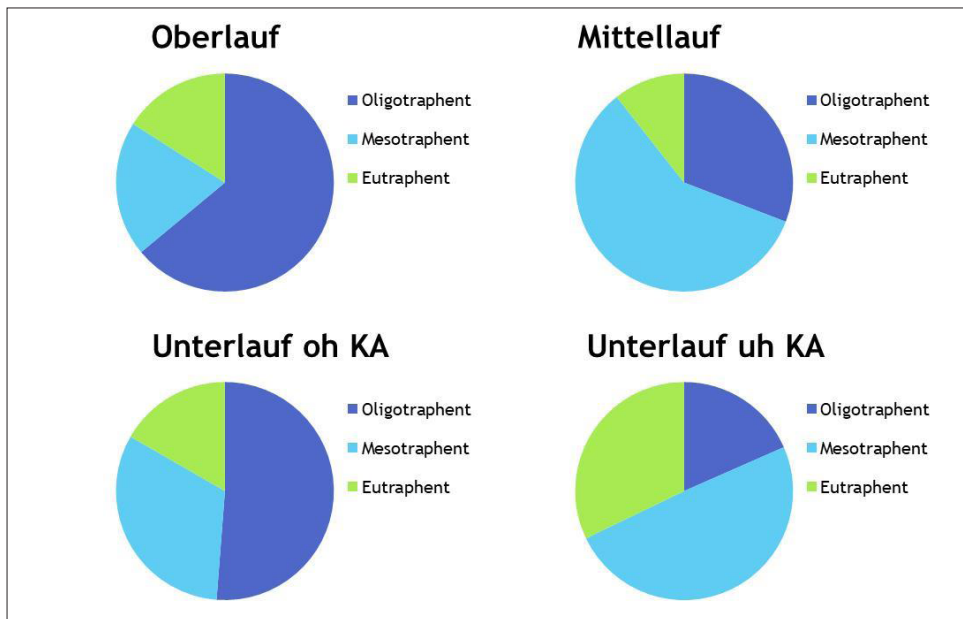


Abb. 10: Zusammensetzung der Diatomeen-Gesellschaften im Oberlauf (E1, E2), Mittellauf (E3) und Unterlauf der Elz (E5 – Unterlauf oh. Kläranlage; E6 – uh. Kläranlage). Oligotrophente Diatomeen dominieren im Oberlauf, ihr Anteil verringert sich bereits im Mittellauf und im Unterlauf ist der Anteil eutrophenter Taxa hoch. KA = Kläranlage „Untere Elz“.

chemische Qualitätskomponenten in der Elz weitgehend eingehalten. Gelegentliche Überschreitungen sind fast immer auf Zeiten geringer Abflüsse beschränkt und hängen mit den Einleitungen aus Kläranlagen zusammen. Bei Niedrigwasser-Abflüssen ist vor allem die Zuleitung von Abwasser durch die große Kläranlage „Untere Elz“ in Teningen-Köndringen mit einer Erhöhung der Nitrat- und Phosphat-Werte verbunden (RIEDMÜLLER et al. 2019). Die zuletzt für das Jahr 2004 angegebene Gewässergüteklasse lag nach dem 5-stufigen Schema der LAWA im Oberlauf bei 1 (unbelastet bis sehr gering belastet), in Elzach und Oberwinden bei 2 (gering belastet), in Buchholz und Teningen wiederum bei 1 und in Riegel bei 3 (verschmutzt) (UIS BW 2004).

Der mittlere jährliche Abfluss (MQ; Zeitraum 1981 - 2010) liegt im Windener Elztal bei Gutach nach dem Zufluss der wasserreicheren Wilden Gutach (MQ 4,4 m³/s) bei 8,7 m³/s. Die Abflussschwankungen sind mit Werten zwischen 0,81 m³/s und 289 m³/s sehr hoch. Bis zur Mündung in den Leopoldskanal gibt es keine weiteren Pegel; der MQ-Wert am Additionspegel Riegel, nach dem Zusammenfluss von Elz, Dreisam und Glotter, liegt bei 14,6 m³/s (LUBW 2016).

3. Methoden

3.1 Orte und Zeiten der Untersuchungen

Die Entwicklung des Phyto­benthos (nur PoD) des Elz-Abschnittes zwischen Sexau-Lörsch und Emmendingen wurde seit 2010 mit wechselnder Intensität und zu verschiedenen Jahreszeiten beobachtet und untersucht, ebenso eine Strecke nahe der Mündung in den Leopoldskanal bei Riegel. Hier, knapp unterhalb der Einmündung des Mühlbaches, der die Abwässer der Kläranlage „Untere Elz“ bei Teningen-Köndringen ableitet, befindet sich eine WRRL-Probestelle der LUBW (EL704) (Tab. 1). Deren Phyto­benthos wurde von den Verfassern im Auftrag der LUBW zwischen 2010 und 2018 mehrmals beprobt und zwar stets in den Sommermonaten. Weitere, auf eigene Initiative beruhende Untersuchungen wurden in dieser Fließstrecke auch zu anderen Jahreszeiten durchgeführt und beinhalten neben dem PoD auch die Kieselalgen (Tab. 3). Berücksichtigt wird auch das Arteninventar aus Untersuchungen an mehreren Stellen zwischen Riegel und Emmendingen, die im Auftrag des RPF im Juni (PoD) bzw. im August (PoD und Kieselalgen) 2018 durchgeführt wurden (BECKER

Tabelle 1: Lage, Koordinaten (UTM 32N), Höhenlage und Untersuchungsjahre mehrfach aufgesuchter Probestellen an der Elz; in Klammern ist die Probestellenbezeichnung der LUBW angegeben.

Stelle	Lage	HW	RW	m NHN	Jahr
E1	oh Elzhof	437239	5331016	888	2017, 2019
E2	uh Dreherbach	437382	5334894	695	2017, 2018
E3	Niederwinden (EL301)	427783	5333142	259	2017, 2018
E4	Waldkirch-Buchholz (EL502)	420964	5326033	246	2017, 2019
E5	Riegel oh Mühlbach-Mdg.	408200	5333005	180	2018, 2019
E6	Riegel uh Mühlbach-Mdg. (EL704)	407782	5333238	177	2010 - 2019



et al. 2020, RIEDMÜLLER et al. 2019, SCHÜTZ & KING 2019). Eine dieser Stellen (E5) liegt nur wenig oberhalb der Einmündung des Mühlbachs nahe Riegel (Abb. 1, Tab. 1). Da das Phytobenthos zwischen Buchholz und Riegel bis zur Einmündung des Mühlbaches ein weitgehend einheitliches Bild bietet, können die Ausführungen zu den Algengruppen und den jahreszeitlichen Veränderungen des Aufwuchses für diesen ca. 15 km langen Abschnitt Gültigkeit beanspruchen.

Zwei weitere von insgesamt 6 Stellen des LUBW-Messnetzes an der Elz, deren Untersuchung für das PoD 2017 durch W. Schütz erfolgte, sind im Mittellauf lokalisiert (EL301, EL502). Nicht weiter behandelt wird das Phytobenthos von weiteren drei Stellen in der Alten Elz. Zusätzlich zu der umfassenden Untersuchung von zwei Stellen im Oberlauf (E1 und E2 in Abb. 1; Tab. 1) wurden von Frühjahr bis Frühsommer 2020 an verschiedenen Stellen zwischen der Quelle und Waldkirch zahlreiche PoD-Einzelpuben genommen.

3.2 Probenahme und Durchführung

Die Probenahme an den oben genannten Probestellen und die Analyse der Proben erfolgten nach den Methoden der WRRL-Umsetzung, die in SCHAUMBURG et al. (2012) und GUTOWSKI & FOERSTER (2009) näher beschrieben sind. Hinzu kommen zahlreiche einzelne Beobachtungen und selektive Probenahmen des PoD, die der Erfassung des Artenbestandes und der jahreszeitlichen Variabilität dienten. Kieselalgen und das übrige Phytobenthos (PoD) wurden getrennt untersucht, da die Bestimmung der Kieselalgen eine spezielle Vorbehandlung der Proben erfordert.

3.3 PoD

Um die PoD-Besiedlung der Flusssohle zu erfassen, wurden die Probestrecken auf ca. 50 bis 100 m Länge durchwatet und nach makroskopisch sicht- und unterscheidbaren Belägen abgesucht. Darüber hinaus wurden kleinere Steine und Proben submerser Wassermoose entnommen. Abschließend wurde die Deckung der vorkommenden Beläge (in % der Sohlfläche) geschätzt. Die für die Bestimmung der Aufwuchsflora notwendige mikroskopische Untersuchung wurde an Frischmaterial innerhalb weniger Tage nach der Beprobung vorgenommen.

3.4 Kieselalgen

Die Probenahme der Kieselalgen erfolgte hauptsächlich durch die Besammlung von mittelgroßen bis großen, über den Gewässerquerschnitt verteilten und dauerhaft submersen Steinen, die unter normalen hydrologischen Bedingungen keiner Umlagerung unterworfen sind. Der Aufwuchs der Steinoberseite von ca. zehn Steinen pro Probe wurde mit einer Zahnbürste abgekratzt und in ein Probengefäß überführt. Die Fixierung der Proben erfolgte durch 70 %iges Ethanol. Zur mikroskopischen Auswertung der Proben wurden Dauerpräparate der Kieselalgenschalen angefertigt. Hierfür wurden die Proben zunächst durch eine Oxidation mit Wasserstoffperoxid und Salzsäure aufbereitet. Nach dem Absedimentieren der Kieselalgenschalen wurde die Probe mehrmals gewaschen und auf ca. 10 ml eingeeengt. Zur Herstellung von Dauerpräparaten wurden anschließend jeweils 300 µl der Schalen-Suspension auf ein Deckgläschen aufgetropft, an der Luft getrocknet und in Naphrax eingebettet. In jedem Streupräparat wurden mindestens 400 Kieselalgen-Objekte (exklusive planktischer Taxa) bei 1000-facher Vergrößerung (Zeiss-Axioscope A1 mit Differentiellem Interferenzkontrast - DIC) mindestens bis auf Artniveau bestimmt. Anschließend wurden



für die Datenanalyse die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten bestimmt.

Um zeitliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Kieselalgen-Gesellschaften zu vergleichen, wurde für neun Proben der im Unterlauf der Elz vor Riegel gelegenen Fließstrecke eine Ähnlichkeitsanalyse mittels SIMI (ROHR 1977, STANDER 1970) durchgeführt. Die Berechnungen erfolgten nach folgender Formel in MS-Excel (rechts). Hierbei bedeuten: (1, 2) = zu vergleichende Gesellschaften; n = Gesamtartenzahl; N_{i1} , N_{i2} = relative Häufigkeit der i -ten Art in der Gesellschaft 1 bzw. 2. Die Werte können den verschiedenen Ähnlichkeitsgraden zugeordnet werden (Tab. 2).

$$SIMI_{(1,2)} = \frac{\sum_{i=1}^n N_{i1} \cdot N_{i2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n N_{i1}^2 \cdot \sum_{i=1}^n N_{i2}^2}}$$

Tabelle 2: Zuordnung der Ähnlichkeitsgrade nach SIMI (ROHR 1977).

SIMI Werte	Ähnlichkeit
0.00 – 0.19	Keine Ähnlichkeit
0.20 – 0.49	Geringe Ähnlichkeit
0.50 – 0.69	Mittlere Ähnlichkeit
0.70 – 0.89	Gute Ähnlichkeit
0.90 – 0.99	Hohe Ähnlichkeit

Die Angaben zur Nomenklatur folgen soweit möglich der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (MAUCH et al. 2003, aktueller Stand 2017) und HOFMANN et al. (2011). Auf die Nennung der Autorennamen wird daher im Folgenden verzichtet. Eine Liste der gefundenen Taxa findet sich im Anhang. Die Kieselalgenpräparate befinden sich in der Sammlung von Lydia King.

4. Ergebnisse

4.1 Taxazahlen

Bisher wurden in der Elz 251 Taxa, darunter 159 Kieselalgen-, 42 Blaualgen-, 35 Grünalgen- und 6 Rotalgen-Taxa, gefunden. Da die Taxazahl der Algen eines Fließgewässers nicht so einfach zu bestimmen ist, wie die der makroskopisch sichtbaren Moose und Phanerogamen, liegen diese Angaben wahrscheinlich deutlich unter den tatsächlichen Taxazahlen. Für einen Vergleich der Taxazahlen mit anderen Untersuchungen sind außerdem Umfang und Dauer der Untersuchungen, Zeitpunkt der Probenahmen, berücksichtigte Algengruppen und Bestimmungstiefe von Bedeutung.

Nicht alle Taxa waren bis zur Art bestimmbar. Dies gilt insbesondere für Grünalgen, v. a. für die Ordnung der *Chaetophorales* und die ohne sexuelle Stadien nicht weiter bestimmbar Gattungen *Oedogonium* und *Spirogyra*, sowie für einige Blaualgen. Nicht berücksichtigt bei der Angabe der Taxazahl sind die planktisch im Aufwuchs der Sohle lebenden Grünalgen v. a. der Gattungen *Scenedesmus*, *Desmodesmus* und *Pediastrum*. Ausgenommen hiervon sind lediglich Vertreter der Zieralgen (Fam. Desmidiaceae).

4.2 Blaualgen (Kl. Cyanobacteria)

Mit bisher 42 Taxa sind Blaualgen (Cyanobakterien) die nach den Kieselalgen artenreichste Algen-Gruppe in der Elz. Ihre Vorherrschaft in stofflich unbelasteten Gebirgsbächen, zu denen der Oberlauf der Elz zu rechnen ist, lässt sich nach PFISTER (1992) durch die große Anzahl von Spezialisten erklären, die an Extrembedingungen (niedrige Temperaturen, geringer Ionen-gehalt, Nährstoffarmut, hohe Fließgeschwindigkeiten) angepasst sind.



Ihre im Oberlauf dominierende, im Unterlauf den Grünalgen untergeordnete Rolle bedeutet nicht, dass Blaualgen im Unterlauf selten sind. Eine der häufigen Blaualgen in der mittleren und unteren Elz wurde erst vor wenigen Jahren erkannt und unter dem Namen *Phormidium ingrediens* neu beschrieben (BACKHAUS 2010). Als kalkbohrende Art erscheint sie in einem silikatischen Schwarzwaldfluss auf den ersten Blick fehl am Platz, aber bei genauer Inspektion finden sich auf der Sohle fast stets einige Kalksteine, die aus in das Grundgebirgsgestein eingelagerten Kalkadern stammen. Diese fädige Blaualge bildet in der obersten Kalkschicht dichte, flächige Kolonien, die eine blassblaue bis türkisfarbene, nicht abwischbare Färbung aufweisen (Abb. 4a, b). Die morphologisch fast identische, jedoch nicht kalkbohrende *Phormidium corium* wurde häufig auf den großen, bei Niedrigwasser trocken fallenden Quadern der Sohlswellen gefunden (Abb. 3f). Sie bildet häutige oder samtige Lager von meist schwarzgrüner bis brauner Farbe. Oft wird sie begleitet von weiteren *Phormidium*-Arten, die aber auch eigene, ähnlich aussehende Lager bilden können. Es handelt sich meist um Taxa mit angedeuteter bis ausgeprägter Köpfchenbildung, die der Artengruppe um *Phormidium autumnale* zuzurechnen sind (KANN & KOMÁREK 1970) und im gesamten Verlauf der Elz gefunden wurden (Abb. 3e). Wesentlich seltener tritt im Unterlauf mit *Oscillatoria limosa* ein Vertreter der morphologisch ähnlichen Gattung *Oscillatoria* auf, die häufig in eutrophen Gewässern als Bildner von sogenannten „Krötenhäuten“ auffällig wird. Die meisten *Oscillatoria*-Arten haben sehr kurze Zellen und sind, im Gegensatz zu *Phormidium*, fast immer scheidenlos. In der unteren Elz wurden diese Krötenhäute nur einmal oberhalb Riegel (Probestelle E6) nach der Umgestaltung der Elz beobachtet und zwar im Frühsommer 2017. Eine morphologisch nicht unterscheidbare, aber gelegentlich mit dünnen, festen Scheiden ausgestattete Form ist im quellnahen Oberlauf häufig anzutreffen. Hier bildet sie in der nur mäßig schnell fließenden Elz mit Detritus und abgelagerten Feinsedimenten vermischte Lager auf Steinen aus. Bereits BUDDÉ (1928) beschreibt eine ähnliche Massenvermehrung von *Oscillatoria limosa* aus sauerländischen Gebirgsbächen. Möglicherweise handelt es sich bei diesen mit Scheiden ausgestatteten Formen, die sowohl von KANN (1978) als auch von FOERSTER (2006) als typisches Taxon silikatischer Fließgewässer angegeben werden, um einen Ökotyp von *O. limosa*. KANN (1978) fand *O. limosa* in gering- oder unbelasteten Fließgewässern in Tirol, was auf einen Formenkreis mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen schließen lässt.

Häufig und meist als Begleiter im Aufwuchs zu finden sind die filigranen, fast transparenten und nur 2–3,5 µm breiten Fäden von Arten der Gattung *Homoeothrix*. Sie sind in der Elz durch die kurzellige *H. varians* und die durch etwas schmalere Fäden, dafür mit längeren Zellen ausgezeichnete, sonst aber sehr ähnliche Art *H. janthina* vertreten und häufig nicht sicher unterscheidbar (BACKHAUS 1968b). *H. janthina*, eine Charakterart silikatischer Gewässer (GUTOWSKI & FOERSTER 2009), ist vor allem im Oberlauf verbreitet, während *H. varians* bisher nur im Unterlauf sicher nachgewiesen wurde.

Besonders auffällig ist eine bundesweit seltene, in Fließgewässern des Schwarzwaldes aber häufige Blaualge mit knorpelig-festem, unregelmäßig gelapptem olivgrünem Thallus, der mehrere Zentimeter Durchmesser erreichen kann. Mikroskopisch bestehen die Lager von *Nostoc parmelioides* aus einer festen Gallerte, in der sich zahlreiche kurze, gewundene Trichome befinden, die neben den normalen fassförmigen Zellen auch fast rundliche, der Fixierung von molekularem Stickstoff dienende Heterocysten enthalten (Abb. 4c, d). *N. par-*



melioides ist an schnell überströmten Stellen, v. a. an den Sohlswellen und auf Blöcken zu finden und gilt als typische Art silikatischer Bergbäche. In der Elz wurde sie bisher nur im Mittel- und Unterlauf angetroffen, hier aber an fast allen Probenahmestellen.

Die bisher erwähnten Blaualgen gelten überwiegend als trophisch indifferente Taxa oder als Indikatoren geringer stofflicher Belastungen. Bei Niedrigwasser und hohen Wassertemperaturen können in der Elz auch Taxa auftreten, die auf eine beträchtliche saprobielle bzw. trophische Belastung schließen lassen (GUTOWSKI & FOERSTER 2009, PFISTER et al. 2016). Es handelt sich um nicht immer sicher bestimmbare schmalfädige Blaualgen (*Phormidium breve*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Geitlerinema* spp.), die sich nach einer langen Niedrigwasser-Phase im Spätsommer 2018 in der hier temporär einen hohen Anteil geklärten Abwassers führenden Elz unterhalb der Mühlbach-Mündung bei Riegel ausbreiteten.

Alle bisher erwähnten Blaualgen haben eine fädige (trichale) Struktur, ein nicht zu vernachlässigender Teil der Taxa ist jedoch coccal oder capsal organisiert und bildet flächige oder gallertige Lager auf Hartsubstraten und Wasserpflanzen. Mit mehreren Arten in der Elz vertreten ist die durch die Abschnürung von kleineren Tochterzellen (Exocyten) von der Mutterzelle ausgezeichnete Gattung *Chamaesiphon*. Hier fallen besonders die unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkte auf. Im Oberlauf sind *C. fuscus* und die seltenere *C. starmachii* bestimmende Komponenten des PoD (Abb. 3b, c). Sie bilden meist kleine, braune bis rotbraune Kolonien auf Steinen, die an Farbspritzer erinnern (Abb. 3a). Obwohl zumindest *C. fuscus* auch schon im Unterlauf gefunden wurde, markieren die beiden Arten neben einer Reihe von Kieselalgen den Übergang vom Bergbach zum Mittelgebirgs-Fluss. Beide Arten gelten als typische Vertreter sauberer, silikatischer Fließgewässer (GUTOWSKI et al. 2015), ihre Dominanz im Oberlauf weist auf oligotrophe bzw. oligosaprobe Bedingungen hin. Zwischen Waldkirch-Buchholz und Riegel ist dagegen die Art *C. polymorphus* häufig, die im Gegensatz zu *C. fuscus* und *C. starmachii* v. a. unter eutrophen Bedingungen anzutreffen ist (GUTOWSKI et al. 2015, PFISTER et al. 2016).

C. polonicus ist eine Art der Wasserwechselzone, deren rotbraune Krusten auf den großen, regelmäßig trockenfallenden Granitquadern der Sohlswellen und lagestabilen Blöcken eine auffällige Färbung verursacht (Abb. 3d). Mit *C. incrustans* sei abschließend eine weitere Art dieser Gattung erwähnt, die fast ausschließlich epiphytisch vorkommt und zusammen mit weiteren Blaualgen einen wesentlichen Anteil des Aufwuchses auf Wassermoosen und auf den Thalli der borstigen Rotalgen *Lemanea* und *Paralemanea* stellt.

Ein regelmäßiger Besiedler, besonders von Moosstängeln in starker Strömung, ist *Hydrococcus rivularis*, deren halbkugelige Lager oft in großer Zahl auf den häufig bereits entblätterten Stängeln wachsen. Nicht nur epiphytisch, sondern auch epilithisch kommt die verwandte, aber mit kleineren Zellen ausgestattete Art *H. cesatii* vor. Eine weitere epiphytische Art ist die fädige *Heteroleibleinia kützingii*, die nicht selten die älteren Fäden der Grünalge *Cladophora* besiedelt. Bevorzugt an der Basis der zähen Borsten von *Lemanea* und *Paralemanea* wächst mit der fädigen *Schizothrix tinctoria* eine weitere, bisher allerdings selten gefundene Blaualge (Abb. 4f). Epilithisch kommt die in Fließgewässern weit verbreitete, nährstofftolerante *Pleurocapsa minor* vor, die kurze Pseudofilamente aus asymmetrischen Zellen ausbildet (Abb. 4e). Diese Art ist in der Elz meist ein untergeordneter Bestandteil von Mischbeständen und über den gesamten Lauf verbreitet.



Weiterhin gab es mehrere Einzelfunde von Blaualgen, die nur mikroskopisch, mit geringen Individuenzahlen auftraten und oft nicht sicher zu bestimmen waren. Sie sind in der Artenliste im Anhang meist den Ordnungen der Chroococcales und Oscillatoriales oder einer Gattung zugeordnet.

4.3 Grünalgen

Vom Mittellauf bis zur Mündung bestimmen zumindest während der Phasen niedriger Wasserstände Grünalgen (Chlorophyta, Streptophyta) das Bild des Aufwuchses in der Elz. Sie bilden mit bisher 35 gefundenen Taxa nach den Kieselalgen und Blaualgen die nächst artenreiche Algengruppe. Die Vorherrschaft der Grünalgen beginnt im Winter/Frühjahr mit den dichten, strähnigen Watten von *Ulothrix zonata* und der ähnlichen, aber schmäleren *U. tenuissima*, welche die Steine der Sohle oft dicht überziehen (Abb. 5a). *U. zonata* (Abb. 5b) ist zwar im unteren Oberlauf nachweisbar, makroskopisch gut sichtbare Bestände wurden bei einer den gesamten Flusslauf umfassenden Suche im April 2020 erst unterhalb der Kläranlage Winden gefunden. Die Gründe für das Fehlen größerer Bestände dieser Kaltwasser-Alge im Oberlauf sind nicht klar, denn ein höheres Nährstoffangebot als möglicher Auslöser einer Massenentwicklung ist bereits durch die weiter oberhalb gelegene Kläranlage Elzach gegeben (RIEDMÜLLER et al. 2019).

Fädige Grünalgen sind auch im weiteren Verlauf des Jahres häufig die dominanten Bestandsbildner und können nach längeren Niedrigwasser-Phasen den steinigen Grund der unteren Elz komplett überziehen. Dass es sich dabei um Grünalgen handelt, ist oft nicht auf den ersten Blick klar, da Detritus, feinkörnige Sedimentteilchen und v. a. epiphytisch aufwachsende Kieselalgen für eine grau- bis rotbraune Farbe sorgen. Regelmäßig und bevorzugt in den Spätsommer- und Herbstmonaten treten *Cladophora glomerata*, die morphologisch ähnliche, aber nicht verwandte Art *Rhizoclonium hieroglyphicum* und Vertreter der feinfädigen Gattung *Stigeoclonium* auf. Dominanzbestände, wie dies weltweit in vielen anderen Fließgewässern zu beobachten ist, so auch in der oberen Donau, bildet *C. glomerata* in der Elz jedoch selten aus. Sie ist aber häufig als kodominanter Bestandteil gemischter Fadenalgen-Bestände anzutreffen. Eudominante Massenentwicklungen von *Rhizoclonium*, *Spirogyra* und *Oedogonium* wurden seltener beobachtet, können im Herbst aber sehr ausgeprägt sein.

Spirogyra (Abb. 5c) und *Oedogonium* (Abb. 5d) sind in der Elz mit jeweils mehreren Arten vertreten, was aus unterschiedlichen Faden-Breiten und bei *Spirogyra* auch aus der Zahl der bandförmigen Chloroplasten ableitbar ist. Die genaue taxonomische Zuordnung ist bei den beiden Gattungen aber nur möglich, wenn sexuelle Reproduktionsorgane ausgebildet werden, was nur äußerst selten vorkommt. Bei *Spirogyra* wurde dies von uns in der Elz nie, bei *Oedogonium* nur zweimal beobachtet. Es handelte sich hierbei um die beiden in Mitteleuropa vermutlich weit verbreiteten Arten *O. capillare* und *O. cf. pringsheimii*. Die Zell-Abmessungen steriler Fäden deuten darauf hin, dass die Massenbestände wahrscheinlich überwiegend von *Oedogonium capillare* gebildet werden.

Problematisch ist die Bestimmung der Artzugehörigkeit auch bei der morphologisch sehr variablen Gattung *Stigeoclonium*, die anhand der Beschaffenheit der Sohlstadien (es handelt sich hierbei um das prostrate, auf der Unterlage kriechende Fadensystem im Gegensatz





zum erekten, aufrechten Fadensystem) erfolgt (BACKHAUS 1968b). Da diese bei Kratzproben in der Regel zerstört werden, ist eine Verallgemeinerung einiger weniger als *S. tenue* und *S. helveticum* bestimmter Individuen auf den *Stigeoclonium*-Gesamtbestand nicht mit Sicherheit möglich.

Ein großer Teil des krustigen Bewuchses auf Steinen und Blöcken wird von zwei Arten der Gattung *Gongrosira* gebildet. Es handelt sich um die großzellige *Gongrosira debaryana* (Abb. 5e) und die durch auffällig parallel gelagerte Zellfäden ausgezeichnete *G. fluminensis*. Beide Arten können in Rein- und in Mischbeständen auftreten, Massenentwicklungen sind nicht selten. Gut zu erkennen sind besonders die warzigen, makroskopisch sichtbaren Lager von *Gongrosira debaryana*. Wie auch bei *Stigeoclonium* bestehen die Thalli von *Gongrosira* aus einer kriechenden Sohle und aufrecht wachsenden Zellfäden, die als Wasserstämme bezeichnet werden, da sie kurz und kompakt sind. Eine weitere koloniebildende Grünalge ist *Sphaerobotrys fluviatilis*, die von anderen chaetophoralen Grünalgen oft nur dann zu unterscheiden ist, wenn im Zellverband nach Autosporen-Freisetzung meist mittig stehende, leere Mutterzellen-Hüllen zurückbleiben. Nicht immer sind die oft ausgedehnten weichen grünen Beläge, bei denen es sich häufig um Sohlstadien fädiger Taxa (z.B. *Stigeoclonium*) handelt, sicher einer Gattung oder einer Art zuzuordnen. Sie werden daher unter der Bezeichnung Chaetophorales zusammengefasst. Unter diese Bezeichnung fallen auch nicht wenige Arten, die nur mit Kulturversuchen oder speziellen Sammelmethode sicher nachweisbar sind. Dazu gehören v. a. die in Fließgewässern oft häufigen *Protoderma* spp., deren Struktur bei der Entnahme von Kratzproben zerstört wird, sowie die gallertigen *Palmella*-Stadien, die von mehreren Grünalgen-Taxa gebildet werden können. Die von BACKHAUS (1968a, b) für Brigach und Breg nachgewiesenen und dort sogar häufigen *Protoderma*-Arten kommen sicher auch in der Elz vor.

Um der Strömung zu widerstehen, sind fast alle der bisher genannten Taxa durch Rhizoidzellen, Gallertfüßchen oder andere anatomische Einrichtungen zur Befestigung an eine Unterlage ausgestattet. Es kommen aber auch mehrere frei schwimmende, einzellige Grünalgen vor, die auf strömungsarme Habitate angewiesen sind, um nicht verdriftet zu werden. Ein bevorzugter Siedlungsraum dieser Algen sind daher die dichten Aufwuchsschichten auf Steinen, aber auch submerse Moospolster. An dieser schmalen, nur wenige Millimeter mächtigen Grenzschicht zwischen steiniger Sohle und turbulentem Freiwasser beträgt die Strömung nur noch einen Bruchteil der Freiwasserströmung (DAVIS & BARMUTA 1989). Bei den Besiedlern der Grenzschicht handelt es sich oft um einzellige Zieralgen (Fam. Desmidiaceae), die allerdings selten in größeren Mengen auftreten. Zieralgen sind in humosen Gräben und Stehgewässern des Schwarzwaldes in großer Formenvielfalt vorhanden, in Fließgewässern ist ihre Arten- und Individuenzahl jedoch gering (KUSBER & GUTOWSKI 2018, RABANUS 1916, SCHMIDLE 1893). Ziemlich regelmäßig sind einige *Closterium*-Arten anzutreffen, seltener auch einige wenige Vertreter der artenreichen Gattung *Cosmarium*. In der Elz beschränkt sich die bisher gefundene Zahl der Zieralgen auf 7 *Closterium*- und 4 *Cosmarium*-Arten, von denen *Closterium acerosum*, *C. leibleinii* (Abb. 6a) und *C. moniliferum* (Abb. 6b), sowie *Cosmarium formosulum* (Abb. 6c) mehr oder weniger regelmäßig in den Proben gefunden wurden. Nur im Oberlauf kommen die oligotraphenten Arten *Closterium rostratum* und *C. tumidum* vor, die als einzige der in der Elz bisher nachgewiesenen *Closterium*-Arten in der Roten Liste Deutschlands (KUSBER & GUTOWSKI 2018) als gefährdet





eingestuft werden. Neben den Zieralgen können sich im Sommer bei hohen Wassertemperaturen, Niedrigwasser und in der Folge nachlassender Strömung aber auch weitere planktische Grünalgen entwickeln, oft sogar in erheblichen Mengen. Mit mehreren Arten und zahlreichen Individuen vertreten sind dann v. a. die Gattungen *Scenedesmus* und *Desmodesmus*; regelmäßig, aber in geringeren Mengen *Pediastrum* und *Ankistrodesmus*.

Nicht unerwähnt bleiben sollen zwei weitere Arten mit besonderer Wuchsform. Schlauchförmige bis sackartig gelappte Thalli bildet im Frühsommer auf größeren Steinen und Blöcken *Tetraspora gelatinosa*. Diese hellgrünen Zellkolonien bestehen aus viel Gallerte mit darin oft in Vierergruppen eingelagerten, meist begeisselten Zellen und können bis zu mehreren Zentimetern groß werden. Obwohl die Art in den meisten Jahren wenig auffällig war und eher vereinzelt auftrat, war gelegentlich eine fast massenhafte Entwicklung zu beobachten. In weiche Gallerte gehüllt sind auch die in Hauptfäden und büschelig verzweigte Äste gegliederten Thalli von *Draparnaldia glomerata*. Im Gegensatz zu fast allen anderen Grünalgen kommt die kalte Gewässer bevorzugende Art nur im obersten Abschnitt der Elz vor (Abb. 5f).

Der außerordentlich trockene Sommer 2018 führte zum vermutlich vorübergehenden Auftreten einer bisher in der Elz unbekannten Art im Unterlauf bei Riegel. Es handelt sich um das Wassernetz (*Hydrodictyon reticulatum*), einer frei flottierenden, netzartig aufgebauten Grünalge, der Organe zur Anheftung an den Untergrund fehlen. Hohe Wassertemperaturen und die Ausdehnung lentischer Bereiche im Unterlauf nach der Umgestaltung 2017 begünstigten offenbar die Ansiedlung und ein starkes Wachstum dieser sonst in stehenden Gewässern anzutreffenden Art. Nach einer extrem langen Niedrigwasserphase wurde das Wassernetz 2020 sogar in der Elz oberhalb von Emmendingen gefunden.

4.4 Rotalgen

Die Gruppe der Rotalgen (Abt. Rhodophyta) ist in der Elz mit sechs Arten sowie den *Chantransia*-Jugendstadien vertreten. Besonders auffallend sind die borstigen, bis 20 cm langen Thalli der nah miteinander verwandten, äußerlich fast gleich aussehenden Gattungen *Lemanea* und *Paralemanea*, die in Baden-Württemberg durch die Arten *L. fluviatilis* und *P. catenata* vertreten sind (SCHÜTZ 2017). Beide Arten, besonders aber *P. catenata* können an schnell strömenden Stellen ansehnliche Bestände bilden (WEHRLE 1942) (Abb. 6d). Ihr Entwicklungsmaximum liegt in der ersten Jahreshälfte, im Herbst verschwinden sie ganz oder es sind nur noch die Basen ihrer Thalli übriggeblieben. Beide Arten unterscheiden sich deutlich in ihrem Verbreitungsbild. *L. fluviatilis* ist eine Art der höheren Schwarzwaldlagen, während *P. catenata* die Mittel- und Unterläufe der Schwarzwaldflüsse besiedelt (SCHÜTZ 2017). Dies ist auch in der Elz der Fall; eine breite Überlappungszone der Vorkommen existiert aber im mittleren Elztal zwischen Elzach und Emmendingen.

Eine weitere Rotalge, *Hildenbrandia rivularis*, hat ihre Hauptverbreitung in der Alten Elz. Die an ihren roten Krusten leicht erkennbare Art ist dort sogar sehr häufig. Einzelfunde bei Riegel, Emmendingen und Waldkirch legen eine obere Verbreitungsgrenze dieser in den höheren Lagen des Schwarzwaldes fehlenden Art nahe (SCHÜTZ 2017, 2019b).

Makroskopisch selten auffällig sind die *Chantransia*-Stadien, sowie die ähnlichen, aber durch eine stärkere Verzweigung und die Bildung von ungeschlechtlichen Monosporen





ausgezeichneten *Audouinella*-Arten. Bei den *Chantransia*-Stadien handelt es sich um fädige, wenig verzweigte, diploide Zellfäden, aus denen unter Reduktionsteilung die haploiden, eigentlichen Rotalgenpflanzen entstehen. Die rötliche *Audouinella hermannii* wächst gerne auf den borstigen Thalli der Rotalgen *Lemanea* und *Paralemanea*, die meist bläulich erscheinende *A. chalybaea* häufiger auf Steinen. Weder die in vielen Fließgewässern häufigen *Chantransia*-Stadien noch die ebenfalls weit verbreiteten *Audouinella*-Arten sind im Unter- und Mittellauf der Elz häufig, aber im Oberlauf oberhalb der Elzfälle wurde im Herbst 2020 eine Massenentwicklung von *Audouinella hermannii* beobachtet.

Vertreter der in Fließgewässern des hohen Schwarzwaldes recht weit verbreiteten Froschlaichalgen der Gattungen *Batrachospermum* und *Sheathia* wurden bisher nur an wenigen Stellen im Oberlauf der Elz gefunden. Umso bemerkenswerter ist der bisher in Baden-Württemberg aktuell einzige Fund des bundesweit seltenen *Batrachospermum helminthosum* bei Oberprechtal (Abb. 6f), das für Baden-Württemberg als „stark gefährdet“ eingestuft ist (SCHÜTZ 2019a). Die Alge wuchs im Sommer 2016 in einer durch ein Ufergehölz beschatteten Stelle im Oberlauf bei Oberprechtal. Eine weitere Art, *Sheathia boryana*, wurde erst 2020 in einem quellnahen, durch feuchte Viehweiden fließenden Abschnitt beim Vogte-Hof entdeckt (Abb. 6e).

4.5 Kieselalgen (Bacillariophyta)

Mit bisher 159 identifizierten Taxa ist, wie in fast allen Fließgewässern, die Zahl der Kieselalgen in der Elz weit größer als die Zahl der Taxa aller anderen Aufwuchs-Algen. In den einzelnen Proben wurden zwischen 21 und 54 Taxa gefunden, wobei die artenreichste Probe aus dem Oberlauf der Elz stammte. Durchschnittlich kamen 35 Taxa pro Probe vor. Die im Folgenden beschriebenen vier Taxa stellten fast die Hälfte aller ausgezählten Schalen. In allen Proben und mit Abundanzen zwischen 4 und 70 % kam die kleinschalige, schnell wachsende Pionierart *Achnantheidium minutissimum* var. *minutissimum* vor, eine der häufigsten und am weitesten verbreiteten Kieselalgen-Arten in Mitteleuropa und typisch für frühe Sukzessionsstadien, die v. a. im Mittellauf (Abb. 8c) und im Unterlauf (Abb. 9a) zahlreich auftrat. Auch wenn *Achnantheidium delmontii* (Abb. 8a) nur im Unterlauf vorkam, war die als invasiv geltende Art mit Abundanzen bis knapp 60 % dort so häufig, dass sie insgesamt die zweithäufigste Art dieser Untersuchung war. Die für silikatische Fließgewässer charakteristische, kleinschalige *Nitzschia soratensis* (TROBAJO et al. 2013; in HOFMANN 2011 und MAUCH 2017 noch unter *Nitzschia abbreviata* geführt), kam an fast allen Gewässerabschnitten und mit einer Abundanz von bis zu 40 % vor. Weiterhin trat in mehreren Proben mit bis zu 30 % Abundanz *Fragilaria pararumpens*, eine für silikatische Fließgewässer charakteristische Art, auf (Abb. 8b).

Die Kieselalgen-Gesellschaften der Elz wurden in den letzten Jahren stark infiltriert von Arten, die in unserer Region wahrscheinlich als Neophyten einzustufen sind und sich in jüngster Zeit auch in weiteren Fließgewässern im Rheintal und darüber hinaus ausgebreitet haben (HÜRLIMANN & STRAUB 2020).

Dabei handelt es sich um die vereinzelt auftretende *Achnantheidium rivulare*, die aus Nordamerika bekannt ist (POTAPOVA & PONANDER 2004), vermehrt um *Achnantheidium subhudsonis*, eine in den Tropen weit verbreitete Art, die nach HOFMANN (2011) früher in Mitteleuropa unbekannt war, jedoch in den letzten Jahren v. a. in eutrophen Gewässern Süddeutschlands nachgewiesen wurde, und massenhaft um *Achnantheidium delmontii*, die 2007 erstmals





im Rhein gefunden wurde und vermutlich ebenfalls aus Nordamerika stammt (PÉRES et al. 2012). *A. delmontii*, eine der häufigsten Kieselalgen im Unterlauf zwischen Emmendingen und Riegel, wurde ursprünglich als „nährstoffreiche karbonatische Gewässer bevorzugend“ eingestuft (PÉRES et al. 2012), wurde aber mittlerweile in zahlreichen Gewässern ziemlich unabhängig von Trophie und Leitfähigkeit nachgewiesen. Zumindest bisher fehlt sie, ebenso wie *A. subhudsonis*, im stark silikatisch geprägten Oberlauf. Wohl aber kommt *Achnanthydium rivulare*, die wie die sehr ähnliche einheimische *Achnanthydium subatomus* silikatische, nährstoffarme Gewässer bevorzugt, im Oberlauf vor.

Die Kieselalgen-Gesellschaft im Oberlauf ist geprägt von oligotraphenten Arten, die für silikatische, leicht saure Gewässer charakteristisch sind (Abb. 7). Hierzu gehören *Achnanthes oblongella*, mehrere *Psammothidium*-, *Eunotia*- und *Pinnularia*-Arten, *Navicula angusta* und *Nupela lapidosa*. Darüber hinaus waren auch weit verbreitete Taxa nicht selten, wie z. B. *Achnanthydium minutissimum*, *Fragilaria vaucheriae* und *Diatoma mesodon*. Die Kieselalgen-Flora der beiden im Oberlauf untersuchten Stellen (E1, E2) war ähnlich, gewisse Unterschiede könnten auf unterschiedliche Probenahme-Zeitpunkte zurückzuführen sein.

Weiter flussabwärts, in der Elz bei Buchholz (E4 in Abb. 1) fehlten die nährstoffsensiblen Arten weitestgehend (Abb. 8). Die Kieselalgen-Gesellschaft war hier geprägt von bei mittlerer und höherer Trophie häufigen Arten wie z.B. *Achnanthydium minutissimum*, mehreren *Navicula*- (z. B. *N. gregaria*) und *Nitzschia*-Arten, sowie der weit verbreiteten, langsam fließende Gewässer bei mittlerem Elektrolytgehalt und mittlere bis höhere Trophie bevorzugenden *Melosira varians* (HOFMANN et al. 2011).

In der Elz bei Riegel war noch oberhalb des Kläranlagen-Zuflusses (E5 in Abb. 1) neben *Achnanthydium minutissimum* auch *A. delmontii* häufig vertreten. Daneben trat die für silikatische Gewässer charakteristische *Fragilaria pararumpens* zeitweise zahlreich auf. Weitere Arten der Kieselalgen-Gesellschaften bei Riegel waren zumeist bei mittlerer und höherer Trophie weit verbreitete *Navicula*- und *Nitzschia*-Arten. Unterhalb des Kläranlagenzuflusses (E6 in Abb. 1) war der silikatische Charakter der Kieselalgen-Gesellschaft nicht mehr zu erkennen. Mit Taxa wie *Eolimna subminuscula*, *Fistulifera saprophila*, *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* f. *saprophilum* und etlichen, mit großen Individuenzahlen vorkommenden *Nitzschia*-Arten (z. B. *Nitzschia amphibia*, *N. paleacea*) fanden wir eine Kieselalgen-Gesellschaft vor (Abb. 9), die auf eine starke Nährstoffbelastung hinweist.

Insgesamt zeigt sich bei allen durch jahreszeitliche Sukzession bedingten Schwankungen in der Zusammensetzung und Abundanz der Kieselalgen-Gesellschaften ein Anstieg der Trophie im Längsverlauf der Elz. Während der Anteil oligotraphenter Arten in den Proben des Oberlaufs am höchsten war, dominierten im Mittellauf die mesotrophen Taxa. Im Unterlauf, insbesondere unterhalb der Kläranlage „Untere Elz“, war der Anteil eutraphenter Kieselalgen am höchsten (Abb. 10).

4.6 Weitere Algenklassen

Bis auf die Goldalgen (Chrysophyceae), die in der Elz mit *Phaeodermatium rivulare* und *Hydrurus foetidus* vertreten sind, spielen Vertreter anderer Algengruppen nur eine geringe Rolle. In den Wintermonaten ist gelegentlich *Phaeodermatium* in der Fließstrecke zwischen Sexau und Riegel zu finden, zuletzt Anfang März 2021. Der in vielen Schwarzwaldflüssen





durch seine braunen Zotten auffällige *Hydrurus* konnte in der unteren Elz nur selten und in geringen Mengen nachgewiesen werden, im Oberlauf steht ein Nachweis bisher noch aus.

Gelbgrün-Algen (Xanthophyceae) sind nach bisherigen Beobachtungen in der Elz nur schwach vertreten. Die in unseren Fließgewässern weit verbreiteten Schlauchalgen (*Vaucheria* sp.) wurden nur vereinzelt und meist in geringer Menge gefunden, oft im unteren Teil des Oberlaufs bei Elzach. Auch die mit drei Arten vertretene Gattung *Tribonema* wurde bisher nur selten nachgewiesen. Wie die beiden Goldalgen sind auch viele Vertreter der Gattung *Tribonema* typische Kaltwasser-Arten und in höheren Lagen des Schwarzwaldes nicht selten (RABANUS 1916, BACKHAUS 1968b).

5. Diskussion

5.1 Vergleich der Taxazahlen mit ähnlichen Untersuchungen

In ähnlich lang und intensiv untersuchten Flüssen in Nord-England sind die Taxa-Zahlen etwas niedriger als in der Elz. KELLY (2018, 2019) fand im Fluss Ehen 107 Taxa, darunter 5 Blaualgen (Cyanobacteria), 32 Grünalgen, eine Rotalge und 69 Kieselalgen, in einem Abschnitt des Flusses Wear über eine Periode von ca. 10 Jahren 153 Taxa, darunter 131 Kieselalgen und 22 Algen anderer Gruppen. Er geht allerdings von einer größeren Taxazahl aus, die er v. a. unter den Grünalgen vermutet. Höher sind, außer für die nur sehr unvollständig aufgeführten Kieselalgen, mit 200 bzw. 180 Taxa die Angaben von BACKHAUS (1968a, b) für die der Elz benachbarten Fließgewässer Brigach und Breg. Dies liegt allerdings zu einem erheblichen Teil an der intensiveren Bearbeitung und größeren Bestimmungstiefe, an der Einbeziehung flussnaher Sonderbiotope (Kleingewässer, Quellen) und planktischer Arten sowie an der Aufzählung vieler, nicht näher bestimmbarer fädiger Formen. Auf einzelne gut vergleichbare Gruppen bezogen, liegen die Angaben für die Breg mit 32 Blaualgen und 5 Rotalgen nicht weit von unseren Zahlen entfernt. Die von WEHRLE (1942) untersuchte Gauchach, einem Nebenfluss der Wutach, wies mit 7 Rotalgen und 10 Cyanobakterien für die Blaualgen etwas niedrigere Werte auf, für den relativ kurzen Abschnitt der Gutach zwischen Titisee und Neustadt nennt er 114 Arten, davon zwei Drittel Kieselalgen. Wesentlich höher lag die Taxazahl des von BACKHAUS (2006) an 10 Stellen untersuchten PoD in Hoch- und Oberrhein, u. a. mit 109 Blaualgen und 40 Grünalgen. Bei der Einschätzung der Taxazahlen ist hier ebenfalls eine sehr intensive Bearbeitung sowie die wesentlich größere Dimension des Rheins und das Hinzutreten kalkliebender Taxa im karbonatisch geprägten Rhein zu berücksichtigen.

Als sicher gelten darf jedoch, dass in der Elz bei weiteren Probenahmen mit einer Erweiterung der Taxalisten zu rechnen ist. Dies gilt besonders für den bisher noch wenig untersuchten Oberlauf. Auch eine intensive Durchmusterung der Kieselalgenpräparate, auf denen bisher nur die ersten 400 Schalen erfasst und identifiziert wurden, könnte sicherlich noch zu einer Erweiterung der Artenliste beitragen.

5.2 Jahreszeitliche Veränderungen des Phytobenthos in der unteren Elz

Obwohl nicht wenige Algen in der unteren Elz jahreszeitliche Präferenzen zeigen, ist eine reguläre, sich Jahr für Jahr wiederholende Abfolge in der Artenzusammensetzung des Algenaufwuchses nur in der ersten Jahreshälfte deutlich zu erkennen. Dies gilt nicht nur für





die durch ihre kurze Generationszeit bekannten Kieselalgen, sondern auch für andere Algengruppen.

Die in höheren Lagen des Schwarzwaldes häufigen und als typische Kaltwasser-Arten bekannten Goldalgen *Phaeodermatium rivulare* und *Hydrurus foetidus* wurden in der unteren Elz nur gelegentlich und nur im Winter und Frühjahr gefunden. Sie waren im Sommer, bei höheren Wassertemperaturen, nicht mehr nachweisbar, wie dies auch aus anderen Fließgewässern geschildert wird (BACKHAUS 1968b, KANN 1978).

Ein auffälliges Entwicklungsmaximum im Frühjahr haben die Grünalgen *Ulothrix zonata* und *U. tenuissima*. Fast in jedem Jahr kann von März bis April eine Massenentwicklung beobachtet werden. Besonders ausgeprägt war dies im April 2019, als die fädigen Schlieren v. a. von *U. zonata* über weite Strecken des Unterlaufs die Sohle zu 50 % und mehr bedeckten (Abb. 5a). Die Ablösung dieser grünen Matten beginnt nicht vor Ende April, zuerst in Mündungsnähe bei Riegel, eine Woche später auch weiter oberhalb zwischen Emmendingen und Waldkirch-Buchholz und endet meist Mitte Mai. Bedingt durch hohe Wasserführung und überdurchschnittliche Wassertemperaturen kann diese *Ulothrix*-Phase aber auch schon Ende April beendet sein. *Ulothrix* geht im späten Frühjahr zur Bildung von Zoosporen über, um dann bei zunehmender Tageslänge und Wassertemperatur langsam zu verschwinden (GRAHAM et al. 1985).

Bevorzugt im Winter und Frühjahr sind v. a. auf den großen Steinquadern der Sohlschwelen die schwarz-blaugrünen bis bräunlichen dünnen Lager verschiedener *Phormidium*-Arten zu finden, unter denen besonders *P. corium* und *P. autumnale* häufig in Erscheinung treten. Manchmal können selbst Grünalgen im Winter aspektprägend auftreten, meist nach längeren Niedrigwasser-Phasen. So waren z. B. die dunkelgrünen, weichen Pusteln von *Gongrosira debaryana* im März 2014, im Februar 2015 und im Dezember 2016 bis Januar 2017 eine der häufigsten Komponenten des benthischen Aufwuchses.

Ein Entwicklungsmaximum im Frühjahr erreichen auch die bereits Ende Dezember bis Ende Januar aus fädigen Vorstadien (Chantransia-Stadien) auskeimenden borstigen Rotalgen *Paralemanea catenata* und *Lemanea fluviatilis*, gefolgt von einem kontinuierlichen Zerfall ihrer Thalli – ein Vorgang, der bis weit in den Herbst hinein dauern kann (SCHÜTZ 2017). In manchen Jahren wird das makroskopische Bild des Aufwuchses v. a. in der unteren Elz im Frühjahr ausschließlich durch die kleinen, aber zahlreichen Herden von *P. catenata* bestimmt. Das Wachstum beider Arten ist temperaturabhängig. Nach einer warmen ersten Winterhälfte waren Mitte Januar 2020 die Borsten von *P. catenata* schon fast ausgewachsen.

Häufig findet in der Elz nach der *Ulothrix*-Phase im Frühjahr keine schnelle Entwicklung des Aufwuchses statt. Selbst im warmen Frühsommer 2018 war trotz einer länger anhaltenden Niedrigwasser-Phase die Deckung des Aufwuchses bis Mitte Juni gering, im gleichfalls warmen Frühsommer 2019 begann eine auffällige Besiedlung nicht vor Mitte Juli. In anderen Jahren setzte eine Massenentwicklung von Grünalgen dagegen recht früh ein, ohne dass die Gründe hierfür klar auf der Hand liegen, denn die gemeinhin dem massenhaften Algenwachstum förderlichen Bedingungen waren nach langen Niedrigwasser-Phasen bei recht hohen Temperaturen und geringer Strömung in beiden Jahren günstig.





Vom Frühsommer bis in den späten Herbst ist die Zeit der Dominanz fädiger Grünalgen, an der *Cladophora glomerata*, *Oedogonium* spp., *Rhizoclonium hieroglyphicum*, *Spirogyra* spp. und *Stigeoclonium* spp. allein oder in Kombination beteiligt sein können. Dies bedeutet jedoch nicht, dass diese Taxa im Winter fehlen. Sie können in manchen Jahren noch im Dezember und Januar recht häufig sein und sogar die wichtigste Phytobenthos-Komponente stellen, wie z. B. *Cladophora glomerata* im Dezember 2014 und 2016 und im November 2018, oder *Stigeoclonium* Ende Dezember 2016. Selbst *Oedogonium* und *Spirogyra*, die am ausgeprägtesten eine Beschränkung ihrer Massenentwicklungen auf die Zeit zwischen Frühsommer und Spätherbst zeigen, waren, wenn auch selten, in vielen Jahren noch im Januar in geringen Mengen vorhanden.

Massenentwicklungen von *Spirogyra* und/oder *Oedogonium* wurden bei Emmendingen nach langen Niedrigwasser-Phasen im Juli 2011, im Juni (*Spirogyra*) und August (*Oedogonium*) 2014, im September/Oktober 2015 (*Spirogyra*) und bei Riegel im Oktober 2016 (*Spirogyra*) beobachtet. Nach einer extremen Niedrigwasser-Phase war *Rhizoclonium* im November 2015 und Oktober 2016 die häufigste Fadenalge. Im September 2017 waren *Oedogonium*, *Cladophora glomerata*, *Rhizoclonium* und *Spirogyra* gleichermaßen in den mit Diatomeen und Silt durchsetzten Massenbeständen sowohl in den Fließstrecke bei Emmendingen als auch bei Riegel vertreten. Etwas unterschiedlich war die Entwicklung 2018, als auf die im September dominierenden Taxa *Cladophora glomerata*, *Stigeoclonium* und *Spirogyra* im Oktober eine von *Oedogonium* dominierte Massenentwicklung folgte. Mischbestände von *Oedogonium* und *Rhizoclonium* beherrschten ab Mitte Juli 2019 den Aufwuchs, erreichten aber trotz einer lang anhaltenden Niedrigwasser-Phase keine hohe Abundanz. Nach einer sehr langen Niedrigwasser-Phase entwickelten sich im September zwischen Riegel und Sexau Massenbestände, die neben den dominanten *Spirogyren* auch kleinere Anteile von *Rhizoclonium* und *Oedogonium* enthielten. Besonders extreme und fast einartige Massenentwicklungen waren in der Elz bei Riegel im Oktober 2016 (*Spirogyra*) und im Oktober 2017 (*Oedogonium*) zu beobachten.

Sehr regelmäßig erscheint dagegen Mitte Juni *Nostoc parmelioides*, dessen zunächst winzige, oft schon Anfang Mai nachweisbare Thalli bis Mitte Juli zu mächtigen gallertigen Polstern von bis zu 5 cm Durchmesser heranwachsen. Im Juli 2019 war diese Blaualge sogar die vorherrschende Art in der Elz zwischen Buchholz und Emmendingen, um danach bis Mitte August langsam zu verschwinden. Makroskopisch gut sichtbar erscheint zudem zwischen Frühjahr und Frühsommer die gallertige Grünalge *Tetraspora gelatinosa*. Sie tritt allerdings nicht in jedem Jahr auf, war aber im August 2014 und Juli 2015 (v. a. bei Sexau) ziemlich häufig.

Nicht generell auf die Sommermonate beschränkt, aber wesentlich zahlreicher als im Winter sind planktisch lebende ein- oder wenigzellige Grünalgen, die bei Niedrigwasserständen in der weichen Aufwuchsschicht der Steine und in Moospolstern oft in großen Mengen auftreten. Regelmäßig zu finden sind mehrere Arten der einzelligen Gattung *Closterium*, insbesondere *C. moniliferum* und *C. acerosum*, *Pediastrum boryanum* und mehrere *Scenedesmus*- und *Desmodesmus*-Arten.

Unerwartet starken Veränderungen unterlag die Kieselalgen-Gesellschaft, die am Unterlauf der Elz bei Riegel genauer untersucht wurde (Tab. 3). In dieser Fließstrecke kurz vor der Mündung in den Leopoldskanal wurden zwischen 2016 und 2018 mehrfach und zu



verschiedenen Jahreszeiten Proben genommen und analysiert. Häufig kam es zu Massenentwicklungen, die sich durch dünne rötlich-braune Beläge auf Steinen, oft auch durch die durch Kieselalgen-Besiedlung hervorgerufene rotbraune Färbung von sonst grün erscheinenden Fadenalgen bemerkbar machten. Diese Massenentwicklungen treten regelmäßig mehrmals im Jahr auf und sind an keine Jahreszeit gebunden, fallen in den Wintermonaten aber besonders auf. Häufig ist die kleinschalige Pionierart *Achnantheidium minutissimum* ihr Hauptbestandteil. Im März 2016 war es v. a. die kleinschalige *Nitzschia soratensis*, die zusammen mit *A. minutissimum* die Kieselalgen-Gesellschaft prägte, im Oktober 2016 bestand diese zum Großteil aus *A. minutissimum*. Daneben traten die für silikatische Mittelgebirgsgewässer charakteristische *Fragilaria pararumpens* und *Cymbella vulgata*, die nach HOFMANN et al. (2011) oligotrophe Gewässer mit niedrigem bis mittlerem Elektrolytgehalt bevorzugt, in großen Mengen auf. Mitte Dezember 2016 war die Sukzession der Diatomeen-Gesellschaft deutlich vorangeschritten. *A. minutissimum* war fast verschwunden und die vermehrt bei mittlerer und höherer Trophie vorkommenden Arten *Navicula gregaria*, *Nitzschia soratensis*, *N. dissipata* und *N. fonticola* prägten die Kieselalgen-Gesellschaft. Auch im Juni 2017 waren die Kieselalgen gut entwickelt. Am häufigsten kam die für silikatische Mittelgebirgsgewässer charakteristische *N. soratensis* vor, zusammen wiederum mit *A. minutissimum* und den bereits erwähnten neophytischen *Achnantheidium*-Arten, sowie den eng am Substrat anliegenden und dadurch störungsresistenten Schalen von *Cocconeis placentula*, *Reimeria sinuata* und einigen anderen *Nitzschia*-Arten. Wie schon im Herbst 2016, so war auch im Herbst 2017 und 2018 *Fragilaria pararumpens* häufig. 2017 kam sie zusammen mit *F. vaucheriae*, *Melosira varians*, die von den niedrigen Wasserständen und der damit verbundenen geringeren Fließgeschwindigkeit profitierte, sowie einigen *Achnantheidium*-, *Navicula*- und *Nitzschia*-Arten vor. Während im März 2018, ähnlich der Gesellschaft vom Juni 2017, wieder *Nitzschia soratensis* und *N. dissipata* dominierten, begleitet von *Navi-*

Tabelle 3: Ähnlichkeitsanalyse von neun Diatomeenproben aus der unteren Elz bei Riegel (E6 in Tab. 1) zu verschiedenen Zeitpunkten zwischen 2016 und 2018: Die Werte liegen zwischen null und eins, wobei null keine Ähnlichkeit und eins identische Gesellschaften bedeutet. (s. auch Tab. 2)

	Mrz 16	Okt 16	Dez 16	Jun 17	Sep 17	Mrz 18	Apr 18	Aug 18	Okt 18
Mrz 16		0,20	0,78	0,75	0,13	0,96	0,43	0,23	0,24
Okt 16			0,13	0,53	0,27	0,11	0,23	0,45	0,67
Dez 16				0,72	0,21	0,81	0,58	0,19	0,32
Jun 17					0,27	0,70	0,54	0,43	0,55
Sep 17						0,14	0,21	0,23	0,36
Mrz 18							0,46	0,19	0,32
Apr 18								0,20	0,20
Aug 18									0,47
Okt 18									

cula gregaria, *Reimeria sinuata* und *Achnanthidium*-Arten, hatten sich einen Monat später einige *Encyonema*-Arten deutlich vermehrt und prägten zusammen mit *N. gregaria*, *N. dissipata* und *R. sinuata* den Aspekt der Kieselalgen-Gesellschaft. Bereits 2012 waren in der Elz bei Riegel weitverbreitete Indikator-Arten mittlerer und höherer Trophie vorherrschend. Neben *A. minutissimum* waren dies v. a. *N. soratensis* und *Cocconeis placentula* (LUBW, WRRL-Monitoring 2012).

Die SIMI-Ähnlichkeitsanalyse zeigt stark schwankende Werte für die Zusammensetzung der Kieselalgen-Gesellschaft im Unterlauf bei Riegel (Tab. 3). Die Proben können in zwei Gruppen eingeteilt werden: Die Proben vom März 2016, Dezember 2016, Juni 2017 und März 2018 zeigten untereinander eine relativ große Ähnlichkeit (75-96), bedingt durch eine hohe Abundanz von *Nitzschia soratensis*. Die Proben vom Oktober 2016 und 2018 waren geprägt von *Achnanthidium*-Arten, hauptsächlich *A. minutissimum* var. *minutissimum* und z. T. von *Fragilaria pararumpens*. Sie wiesen eine große Ähnlichkeit zu Proben aus der Elz unterhalb Teningen (80 bzw. 90 %) und der Dreisam bei Riegel (81 bzw. 87 %) auf, die ebenfalls im Oktober 2018 genommen wurden.

5.3 Zeitliche und räumliche Abfolge der benthischen Besiedlung

Kaum zu übersehen ist in der Elz eine Längszonierung, die sich nicht nur bei den benthischen Algen, sondern auch bei den Makrophyten beobachten lässt (SCHÜTZ 2020). Der wohl auffälligste Unterschied hinsichtlich der Algenbesiedlung ist die Dominanz der Blaualgen im Oberlauf, die der Grünalgen im Unterlauf, mit einem deutlichen Mengenanteil fädiger Grünalgen am Phytobenthos bereits im Mittellauf oberhalb Waldkirch (Tab. 4). Im Unterlauf häufige Grünalgen wie *Rhizoclonium hieroglyphicum* und *Cladophora glomerata* wurden im Oberlauf bisher nicht beobachtet. Von der weltweit wohl häufigsten

Tabelle 4: Phytobenthos-Taxa mit eindeutigen Verbreitungsschwerpunkten im Oberlauf und im Unterlauf der Elz nach bisherigen Erkenntnissen. Angaben zur Häufigkeit: s = selten, v = vereinzelt, z = zerstreut, h = häufig.

Taxon	Oberlauf	Unterlauf
<i>Achnanthes oblongella</i>	v	-
<i>Achnanthidium delmontii</i>	-	h
<i>Achnanthidium subhudsonis</i>	-	z
<i>Audouinella hermannii</i>	z	s
<i>Chamaesiphon fuscus</i>	h	s
<i>Chamaesiphon polymorphus</i>	s	z
<i>Chamaesiphon starmachii</i>	v	-
<i>Cladophora glomerata</i>	-	h
<i>Closterium rostratum</i>	s	-
<i>Closterium tumidum</i>	s	-
<i>Draparnaldia glomerata</i>	v	-
<i>Eunotia</i> sp.	z	-
<i>Fragilaria pararumpens</i>		h
<i>Gongrosira debaryana</i>	-	h
<i>Gongrosira fluminensis</i>	s	h
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	-	s
<i>Lemanea fluviatilis</i>	h	s
<i>Melosira varians</i>	-	z
<i>Navicula angusta</i>	v	-
<i>Nitzschia</i> sp., z.B. <i>N. soratensis</i> , <i>N. dissipata</i> ssp. <i>dissipata</i> , <i>Nitzschia fonticola</i> , <i>N. paleacea</i>	s	h
<i>Nostoc parmelioides</i>	s?	h
<i>Nupela lapidosa</i>	v	-
<i>Oedogonium</i>	s	h
<i>Oscillatoria limosa</i>	h	s
<i>Paralemanea catenata</i>	-	h
<i>Pleurocapsa minor</i>	s	z
<i>Psammothidium</i> sp.	v	-
<i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i>	-	h
<i>Sheathia boryana</i>	s	-
<i>Ulothrix zonata</i>	s	h



Süßwasser-Grünalge *Cladophora glomerata* ist bekannt, dass sie sommerwarme, kalkreiche Fließgewässer bevorzugt (KANN 1978, BIGGS & PRICE 1987) und im hohen Grundgebirgs-Schwarzwald eine Verbreitungslücke aufzuweisen scheint (pers. Beob.). Wurden Grünalgen im Oberlauf gefunden, handelte es sich, wie im Fall von *Draparnaldia glomerata*, um Arten, die von RABANUS (1916) als Schwarzwald-typische Kaltwasser-Arten eingestuft wurden, welche in der Rheinebene nicht bzw. nur in Grundwasser-Abflüssen vorkommen. Eine Zonierung ist auch an der Verteilung einiger Rotalgen im Längsverlauf ablesbar. *Batrachospermum helminthosum* und *Sheathia boryana* wurden nur im Oberlauf gefunden, *Lemanea fluviatilis* besiedelt den Ober- und Mittellauf, *Paralemanea catenata* nur den unteren Mittellauf und den Unterlauf (Tab. 4). Einen Verbreitungsschwerpunkt in den höheren Lagen hat mit *Audouinella hermannii* eine weitere Rotalge, während *Hildenbrandia rivularis*, ebenfalls mit einer Verbreitungslücke im Schwarzwald (SCHÜTZ 2017), in der Elz nur vereinzelt im Unterlauf bis Waldkirch vorkommt.

Unterschiede zeigten sich auch bei den Kieselalgen-Gesellschaften, die im Oberlauf von oligotraphenten Arten silikatischer, leicht saurer Gewässer geprägt waren, im Unterlauf durch Arten mit einer Präferenz für mittlere und höhere Trophie, darunter die auf den Unterlauf beschränkte neophytische *Achnanthydium delmontii* (Abb. 8a, 10).

Nach KANN (1978) lässt sich eine Unterteilung nach Temperatur-Jahresgängen in sommerwarme und sommerkalte kleine Fließgewässer anhand ihres typischen benthischen Aufwuchses vornehmen. Die von KANN genannten Leitarten der kalkarmen sommerkalten Bäche, *Chamaesiphon fuscus*, *Lemanea fluviatilis* und *Phormidium autumnale* sind auch charakteristisch für den Oberlauf der Elz.

Unterschiedliche Aspekte der Algenbesiedlung sind aber auch innerhalb des Oberlaufes zu beobachten. So zeigt das PoD des in einem relativ flachen Muldental verlaufenden obersten Elz-Abschnittes mit seinen artenreichen, häufig von *Oscillatoria limosa* dominierten Belägen oft eine etwas andere Zusammensetzung und meist eine höhere Dichte als in dem steilen Abschnitt unterhalb der Elz-Fälle, dessen schwach besiedelte Sohle v. a. von den zähen braunroten *Chamaesiphon*-Flecken und den häutig-weichen Belägen einiger fädiger *Phormidium*-Arten bestimmt wird. Die Wuchsformen dieser Blaualgen sind nach Beobachtungen von KANN (1978) in österreichischen Bergbächen besonders resistent gegen starke Strömung. Neben der geringeren Fließgeschwindigkeit ist auch die meist wesentlich schwächere Beschattung durch Ufergehölze im Muldental der Hochfläche mit diesen Unterschieden zu erklären.

Bei allen Unterschieden ist jedoch über den gesamten untersuchten Lauf der Elz bis zum Leopoldskanal der von FOERSTER (2006) für silikatische mitteleuropäische Gebirgsbäche und -flüsse dargestellte typische Artenbestand des benthischen Aufwuchses (PoD) noch erkennbar, selbst wenn im Mittellauf Gebirgsarten wie *Chamaesiphon fuscus*, *C. starmachii*, *Lemanea fluviatilis* und *Draparnaldia glomerata* ausfallen oder wenigstens stark zurücktreten und ubiquistische, eutraphente fädige Grünalgen hinzutreten und häufig zu saisonal auftretenden Massebildnern werden. Alle der 19 von FOERSTER genannten charakteristischen PoD-Taxa silikatischer Gewässer kommen auch in der Elz vor. Erst nach dem Austritt aus dem Leopoldskanal verliert der benthische Aufwuchs mit zunehmendem Kalkgehalt weitgehend seinen silikat-typischen Charakter. Eine Ausnahme macht einzig die von eutra-





phenten Arten geprägte Kieselalgen-Gesellschaft unterhalb des Zuflusses der Kläranlage „Untere Elz“ bei Riegel, bei der der silikatische Charakter des Aufwuchses nicht mehr zu erkennen war.

Trotz einiger Ähnlichkeiten in Besiedlungsbild und Arteninventar des PoD fallen bei einem Vergleich der Elz mit den in den frühen 1960er Jahren von BACKHAUS (1968a, b) untersuchten Flüssen Brigach und Breg vor allem die Unterschiede ins Auge. In den beiden kalkarmen Quellflüssen der Donau fehlten *Cladophora glomerata*, *Rhizoclonium hieroglyphicum* und *Paralemanea catenata*. Die Rotalge *Lemanea fluviatilis* war und ist in Brigach und Breg wesentlich seltener als in der Elz, ebenso Arten der Gattung *Oedogonium*. Die Grünalgen und Eutrophierungszeiger *Sphaerobotrys fluviatilis* und *Stigeoclonium* spp. waren dagegen häufiger und weiter verbreitet als in der (heutigen) Elz, was wahrscheinlich auch mit der damals streckenweise hohen Abwasserbelastung v. a. der Brigach zu tun hat. Ähnliche Verbreitungsbilder wie in der Elz zeigten dagegen die Blaualgen *Chamaesiphon fuscus* und *Homoeothrix janthina* mit Schwerpunkt in den stofflich wenig belasteten Oberläufen, während *Chamaesiphon polymorphus* wie in der Elz weitgehend auf die unteren Abschnitte beschränkt war (BACKHAUS 1968a).

Dagegen ist das von W. Schütz ebenfalls untersuchte PoD der Dreisam dem der Elz recht ähnlich. Auffällig sind dort, wie in der Elz, im Frühsommer die Herden von *Nostoc parmelioides*, *Paralemanea catenata* und *Lemanea fluviatilis*, wesentliche Aufwuchs-Komponenten sind ebenfalls Krusten und Beläge der Blaualgen *Phormidium corium*, *P. autumnale* und von mehreren *Chamaesiphon*-Arten. Wie in der Elz werden auch in der flussabwärts zunehmend sommerwarmen Dreisam fädige Grünalgen zu einer wesentlichen Komponente des benthischen Aufwuchses. Unterschiede in der Artenzusammensetzung sind allerdings durchaus festzustellen. So war im September 2020 eine optisch gleich erscheinende Massenentwicklungen fädiger Grünalgen in beiden Flüssen auffällig. In der Elz waren aber mehrere *Spirogyra*-Arten die Haupt-Komponente, in der Dreisam dagegen *Oedogonium* cf. *capillare*. Generell treten nach unseren Beobachtungen im Dreisam-Unterlauf besonders *Oedogonium* spp. und *Cladophora glomerata* als Massenbildner hervor, im Unterlauf der Elz ist die Gattung *Spirogyra* häufiger.

Weniger gut bekannt ist die Algenflora der Rheinzufüsse Rench, Kinzig und ihren Nebenflüssen. Makroskopisches Erscheinungsbild und Artenbestand ihrer Ober- und Mittelläufe ähneln denen der Elz im Mittel- und Unterlauf. Auffällig, und in Fließgewässern benachbarter Regionen nicht zu finden, sind vor allem die grossen Bestände von *N. parmelioides*, *P. catenata* und *L. fluviatilis*.

Unterschiede zwischen Oberlauf und Unterlauf zeigen sich in der Elz auch in Deckung und Menge des Phytobenthos, die im Unterlauf zumindest im Sommerhalbjahr und nach längeren Niedrigwasser-Perioden wesentlich höher ist als im Ober- und Mittellauf. Auch Massenentwicklungen fädiger Grünalgen sind fast immer auf den Unterlauf beschränkt. Damit folgt die Elz dem von VANNOTE et al. (1980) beschriebenen Muster, dem zufolge die Biomasse benthischer Algen vom quellnahen Oberlauf bis in den Mittellauf zunimmt, wobei zu beachten ist, dass der von uns als „Unterlauf“ (bis zum Leopoldskanal) bezeichnete Flussabschnitt typologisch einem Mittellauf nach VANNOTE et al. (1980) entspricht. Eine Zunahme der Grünalgen zeigt schon im Frühjahr das Verbreitungsmuster von *Ulothrix*





zonata, die erst im mittleren Abschnitt der Elz bei Winden makroskopisch hervortritt und unterhalb Waldkirch Massenbestände ausbildet.

Ein jahreszeitlicher Wechsel des benthischen Aufwuchses wird für zahlreiche Fließgewässer erwähnt und von einigen Autoren auch detailliert beschrieben (BACKHAUS 1968b, BUDDE 1928, KANN 1978, KELLY 2018, WEHR 1981). Allerdings umfassen die meisten Studien nur einen Zeitraum von ein bis zwei Jahren, während langjährige Beobachtungen eine Seltenheit sind. Von einem nicht nur saisonal bedingten Artenwechsel im Fluss Wear (Nordost-England) berichtet KELLY (2019). Er fand während einer zweijährigen Studie deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung des Sommer-Aufwuchses, während die Zusammensetzung des Aufwuchses im Frühjahr und Herbst in beiden Jahren ähnlich war, was mit unseren Beobachtungen in der unteren Elz weitgehend übereinstimmt. Was in der Elz nicht beobachtet wurde, war das komplette Verschwinden eines Taxons, wie dies ebenfalls von WEHR (1981) nach Untersuchungen mehrerer Fließgewässer in Kalifornien festgestellt wurde.

Die genauen Ursachen für die Variabilität der benthischen Besiedlung durch Algen sind kaum jemals eindeutig zu benennen, da zahlreiche biologische, physikalische und chemische Faktoren eine Rolle spielen können. In Betracht zu ziehen sind Änderungen der Fließgeschwindigkeit, Häufigkeit und Stärke von Hochwässern, Schwankungen der Belichtung, der Temperatur, des Kalkgehalts, der Substrateigenschaften, der Nährstoffverfügbarkeit, der Konkurrenz, des Fraßes durch Herbivore und der Ausbreitungsgeschwindigkeit der Taxa nach Störungen. Zudem interagieren viele dieser Faktoren untereinander (KANN 1978, LAW 2012). Da zu diesem Thema eine umfangreiche Literatur existiert, wollen wir uns auf einige aus unserer Sicht wesentliche Aspekte beschränken.

KELLY (2019) nennt den Fraßdruck durch das Makrozoobenthos als wesentlichen, die Zusammensetzung und die Biomasse des Aufwuchses regulierenden Faktor in einigen nord-englischen Fließgewässern, der mit steigenden Temperaturen verstärkt wirksam wird. So fand er die höchsten Aufwuchs-Biomassen fast stets im Winterhalbjahr. In der Elz wurden dickere Aufwuchsschichten oft nach längeren Niedrigwasser-Perioden beobachtet, doch im Winter nicht häufiger als im Sommer. Dies mag als Indiz für die größere Bedeutung der Wasserführung dienen, die nach BIGGS (1996) zumindest in nicht beschatteten Fließgewässern den prägenden Faktor für die Beschaffenheit und Zusammensetzung des Phytobenthos darstellt. Der stark schwankende Abfluss der Elz (LANGE 2007) scheint in der Tat eine größere Wirkung auf die Aufwuchsschicht zu haben als der Fraß durch benthische Weidegänger. Ein besonders markanter Schwellenwert, der nach unseren Beobachtungen die Algen-Besiedlung fast auf Null herabsetzt, ist ein Abfluss, der knapp unter einem 2-jährigen Hochwasser oder darüber liegt und im Elz-Unterlauf keinen sicht- und abkratzbaren Algenbelag auf den Steinen der Sohle hinterlässt.

Die von KANN (1978) vorgenommene Einteilung in sommerwarme und sommerkalt Fließgewässer anhand des benthischen Aufwuchses legt eine wichtige Rolle der Temperatur nahe. Ein begrenzter Artenwechsel, aber v. a. das Hinzutreten vieler fädiger Grünalgen mit gelegentlichen Massenentwicklungen fällt nicht nur in der Elz mit zunehmend sommerwarmen Bedingungen im Längsverlauf zusammen.



Für diese Erscheinungen eine im Längsverlauf kontinuierlich zunehmende Eutrophierung allein verantwortlich zu machen, greift für die Elz zu kurz, da die Nährstoffgehalte im Unterlauf bis kurz vor der Mündung nicht ansteigen und streckenweise sogar niedriger liegen als im oberen Mittellauf bei Elzach und Winden (RIEDMÜLLER et al. 2019). Nach DE NICOLA (1996) verursachen Temperaturerhöhungen bis in den Bereich von 25 °C und mehr, die im Sommer regelmäßig auch im Unterlauf der Elz erreicht werden, größere Veränderungen in der Zusammensetzung und Struktur des Aufwuchses als dies bei geringeren Temperaturen der Fall ist. RASMUSSEN et al. (2011) konnten zeigen, dass Primärproduktions-Raten und Aufnahme von Nitrat und Phosphat durch Makrophyten und Aufwuchsalgen in Fließgewässern mit zunehmenden Temperaturen stark ansteigen. Von höheren Temperaturen profitieren in erster Linie schnell wachsende Grünalgen, die durch ihre fädige Wuchsform einen entscheidenden Konkurrenzvorteil gegenüber den überwiegend langsam wachsenden krustigen Taxa des Oberlaufes erhalten, vorausgesetzt, die Fließgeschwindigkeiten sind relativ niedrig (BIGGS et al. 2002). Eine im Längsverlauf der Elz immer geringer werdende Beschattung durch Ufergehölze fördert zusätzlich das Aufkommen schnell wachsender Grünalgen-Arten, deren Entwicklung im Oberlauf durch die dort meist starke Beschattung zusätzlich limitiert ist. Wahrscheinlich gibt es hinsichtlich der Reaktion auf bestimmte Umweltfaktoren auch Unterschiede zwischen den Algengruppen, da bei den Kieselalgen-Gesellschaften eine Abhängigkeit vom Trophiegrad im Längsverlauf durchaus zu erkennen ist (Abb. 10).

5.4. Aspekte der ökologischen Bewertung

Abschließend erhebt sich die Frage, welche Folgerungen aus dieser Studie für die Ermittlung des ökologischen Zustands im Sinne der WRRL gezogen werden können. Der Maßstab einer solchen Bewertung ist die „Abweichung der vorhandenen Gesellschaft von der typspezifischen Referenz-Zönose“, worunter der von menschlicher Störung unbeeinträchtigte Gewässerzustand zu verstehen ist, hinsichtlich Artenzusammensetzung und Abundanz (LAWA 2020). Für Fließgewässer werden neben dem Modul Makrophyten und Phytobenthos (MuP), das die drei Teil-Komponenten Makrophyten, PoD und Diatomeen enthält, außerdem die biologische Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos in die Bewertung mit einbezogen. Kieselalgen und PoD reagieren in erster Linie auf die Nährstoffverfügbarkeit und gelten daher vorrangig als Indikatoren trophischer Belastungen (GUTOWSKI & FOERSTER 2009, KELLY 2013a, LUBW 2015, PFISTER et al. 2016). Den Taxa sind jeweils bestimmte Zeigerwerte und bei den Kieselalgen zusätzlich Gewichtungen zugeordnet; PoD und Kieselalgen werden getrennt bewertet (GUTOWSKI & FOERSTER 2009, SCHAUMBURG et al. 2012). Die ermittelten Ergebnisse (für MuP mit der Software PHYLIB berechnet; SCHAUMBURG et al. 2012), werden in fünf ökologischen Zustandsklassen dargestellt (1= sehr gut, 2 = gut, 3= mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht).

Nach unseren und weiteren bisher verfügbaren Daten (HÖFER & RIEDMÜLLER 2016, LUBW 2012, RIEDMÜLLER et al. 2019) indizieren die Bewertungen mittels Kieselalgen und PoD im Ober- und Mittellauf der Elz einen guten bis sehr guten Zustand, abgesehen von einer relativ kurzen Fließstrecke unterhalb der Kläranlage Elzach mit „guten“ bis „mäßigen“ Bewertungen anhand der Kieselalgen (HÖFER & RIEDMÜLLER et al. 2016). Im häufiger untersuchten Unterlauf werden die Bewertungen schlechter, liegen aber sowohl für das PoD als auch für die Kieselalgen bis auf wenige Ausnahmen noch im Bereich des „guten“ Zustandes. Diese Verschlechterung der PHYLIB-Bewertungen, die auch das Makrozoobenthos zeigt (RIEDMÜLLER



LER et al. 2019), geht mit einem im Längsverlauf stetig zunehmenden Basen- und Nährstoffgehalt und mit höheren, das Wachstum von fädigen Grünalgen fördernden Temperaturen während der Sommermonate einher. Schwierigkeiten machen bei der Beurteilung allerdings die hohen Anteile einiger als invasiv geltender Kieselalgen-Taxa, die im Unterlauf der Elz in großen Individuenzahlen auftreten, aber in die Bewertung mit PHYLIB bisher nicht mit einbezogen werden können.

An der Stelle E6, kurz vor der Mündung in den Leopoldskanal, die von 2016 bis 2018 von uns jeweils mehrmals jährlich untersucht wurde (Tab. 3), sinken die Einstufungen nochmals deutlich ab und zeigen sowohl bei Kieselalgen als auch beim PoD einen „mäßigen“, zu einigen Zeitpunkten gar einen „unbefriedigenden“ Zustand an. Bei dieser untersten Probestelle, die unterhalb der Einleitung der großen Kläranlage bei Teningen liegt, kommt vor allem nach langen Niedrigwasser-Phasen ein hoher Anteil Abwasser hinzu, der sich deutlich in einer Verschlechterung der ökologischen Bewertung widerspiegelt (RIEDMÜLLER et al. 2019). Der Einfluss verminderter Abflussmengen auf die PHYLIB-Bewertungsergebnisse könnte im Zuge des Klimawandels noch größere Bedeutung gewinnen.

Zu einer generellen Verschlechterung der Bewertung einer Probestelle führen z.B. beim PoD häufig Massenentwicklungen fädiger Grünalgen (*Oedogonium* spp., *Cladophora glomerata*, *Rhizoclonium hieroglyphicum*, *Spirogyra* spp.), die in PHYLIB für die silikatischen Fließgewässer (Typen 5 und 9) zumindest bei hohen Abundanzen durchweg als „Störzeiger“ eingestuft werden. So führte eine derartige Massenentwicklung 2017 zu einer Verschlechterung der PoD-Bewertung vom „guten“ Zustand im Juni in den „mäßigen“ mit einer starken Tendenz zum „unbefriedigenden“ Zustand im September. Einen etwas anderen Hintergrund hatte eine Verschlechterung der PoD-Bewertung im Jahr 2018 vom „mäßigen“ Zustand im Juni zum „unbefriedigenden“ Zustand im August (SCHÜTZ & KING 2019). In diesem Fall förderte eine mit der Zunahme des Klärwasser-Anteils und möglicherweise einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit verbundene, lange Niedrigwasserphase das Aufkommen einiger, in PHYLIB als stark eutraphente Störzeiger eingestufte Blaualgen.

Schwankungen während dieser 3 Jahre zeigt auch die Bewertung des untersten Elz-Abschnittes mittels Kieselalgen. Die neun berechneten PHYLIB-Bewertungen lagen zwischen „gut“ mit starker Tendenz zu „mäßig“ (1 Befund) und „unbefriedigend“ mit einer mehr oder weniger ausgeprägten Tendenz zum „mäßigen“ Zustand (2 Befunde). Die anderen 5 Ergebnisse indizierten einen „mäßigen“ Zustand. Diese Unterschiede in den Bewertungen gehen mit Unterschieden in den Wachstumsbedingungen der Algen einher, aber sie zeigen auch, dass man davon ausgehen kann, dass sich dieser Gewässerabschnitt größtenteils im „mäßigen“ Zustand befindet. Wenn also eine verlässliche Einschätzung des vorherrschenden ökologischen Zustands eines Gewässers z. B. für eine Maßnahmenplanung nötig ist, erscheint eine mehrmalige Probenahme empfehlenswert. Besonders klar wird die Bedeutung einer mehrmaligen Probenahme, wenn man sich das Ergebnis vom 5.10.2016 ansieht, an dem sich die Elz an der Stelle E6 angeblich in einem „sehr guten“ Zustand befunden haben soll. Diese Probenahme fand außerhalb des in der Handlungsanweisung empfohlenen Zeitfensters statt (SCHAUMBURG et al. 2012). Es handelte sich um eine Kieselalgen-Gesellschaft in einem frühen Sukzessionsstadium mit einer sehr hohen Abundanz der Pionierart *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum*, die als Gütezeiger eingestuft ist. Frühe Sukzessionssta-



dien sind nicht nur im Frühjahr oder bei Nährstoffknappheit, sondern auch nach größeren Störungen anzutreffen (KING 2000). Wie auch in der Handlungsanweisung angemerkt, sollten solche Gesellschaften nicht zur Beurteilung der ökologischen Zustandsklasse herangezogen werden, da sie zu unrealistischen Ergebnissen führen. Dieser Fall macht erneut deutlich, dass es bei hohen Abundanzen von *A. minutissimum* var. *minutissimum* durch PHYLIB zu einer falschen Einschätzung des ökologischen Zustands kommen kann und deshalb einer stärkeren Berücksichtigung der Begleitarten eine große Bedeutung zukommt. Zu einem „guten“ Ergebnis kommt übrigens die Bewertung dieser Probestelle durch die LUBW im Jahr 2012 (LUBW 2014).

Bei den ökologischen Bewertungen handelt es sich letztlich um Momentaufnahmen der Bedingungen einiger Wochen, da die Zusammensetzung von Algen-Zönosen stetigen Änderungen unterliegen. Die in der PHYLIB-Handlungsanweisung vorgesehene Beschränkung des Untersuchungszeitraumes auf die Monate Juli bis September (SCHAUMBURG et al. 2012) verringert den Einfluss dieser Veränderungen auf die Bewertungen bis zu einem gewissen Grad, was für die Vergleichbarkeit von Ergebnissen zwischen verschiedenen Jahren und Probestellen unabdingbar ist. Da auch während dieser Frist z. B. durch unterschiedlichen Abfluss erhebliche Änderungen in der Zusammensetzung von Aufwuchs-Zönosen zu erwarten sind, kommt der in der Handlungsanweisung der LUBW vorgesehenen abschließenden „Experten-Einschätzung“ zur Validität der Bewertung und der Möglichkeit, damit von der berechneten PHYLIB-Einstufung abzuweichen, eine wichtige Bedeutung zu. In diesem Zusammenhang ist auch die Kenntnis des Lebenszyklus der Algentaxa und die Berücksichtigung der Sukzession von Bedeutung, um jahreszeitlich unterschiedliche, physiologisch bedingte Änderungen der Abundanz bestimmter Taxa von der Einwirkung externer Einflussfaktoren auf die Aufwuchs-Zönosen abzugrenzen (BIGGS et al. 1998, KELLY 2013b).

6. Dank

Für die Überlassung von Daten, die für die WRRL erhoben wurden, bedanken wir uns bei der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), besonders bei Frau Friedrich und Herrn Hoppe. Für die Unterstützung bei der Bestimmung von PoD-Algen bedanken wir uns bei Antje Gutowski, Gabriela und Markus Paul und Peter Pfister, bei Jacky King für die Korrektur des englischen Abstracts. Wolfgang Ostendorp danken wir für die wertvollen Anregungen.

7. Literatur

- ALAND - Ingenieure und Ökologen für Wasser und Umwelt (2017): Konzept für ein maßnahmenbegleitendes Monitoring zur Erfolgskontrolle an der Elz. Schlussbericht. Auftraggeber: LUBW (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg).
- BACKHAUS, D. (1968a): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. II. Die räumliche und zeitliche Verteilung der Algen. Arch. Hydrobiol., Suppl. 34, 1/2: 24-73.
- BACKHAUS, D. (1968b): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. IV. Systematisch-autökologischer Teil. Arch. Hydrobiol., Suppl. 34: 251-320.

- BACKHAUS, D. (2006): Litorale Aufwuchsalgen im Hoch- und Oberrhein. *Carolinea* 64: 5-68.
- BACKHAUS, D. (2010): *Phormidium ingrediens* sp. nova (Cyanobacteria, Oscillatoriales), a limestone-boring euendolithic inhabitant of flowing waters. *Carolinea* 68: 15-25.
- BECKER et al. (2020): Maßnahmenbegleitendes Monitoring zur Erfolgskontrolle an der Elz. Untersuchungsprogramm 2018/2019. Abschlussbericht für das Regierungspräsidium Freiburg.
- BIGGS, B. J. F. (1996): Patterns in Benthic Algae of Streams. p. 31-56 in: STEVENSON, R. J., BOTHWELL, M. L., LOWE, R. L. (Eds.): *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. Aquatic Ecology Series*. Academic Press, San Diego.
- BIGGS, B. J. F., STEVENSON, R. J., LOWE, R. L. (1998): A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Arch. Hydrobiol.* 143: 21-56.
- BIGGS, B. J. F., PRICE, G. M. (1987): A survey of filamentous algal proliferations in New Zealand rivers, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21:2: 175-191. DOI: 10.1080/00288330.1987.9516214.
- BIGGS, B. J. F., GORING, D. G., NIKORA, V. I. (2002): Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *J. Phycol.* 34(4): 598-607.
- CANTONATI, M., KELLY, M., LANGE-BERTALOT, H. (Eds.) (2017): *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe: Over 800 Common Species Used in Ecological Assessment*. English edition with updated taxonomy and added species. Koeltz Botanical Books, Schmittens-Oberreifenberg.
- BUDDE, H. (1928): Die Algenflora des Sauerländischen Gebirgsbaches. *Arch. Hydrobiol.* XIX: 433-520.
- DAVIS, J. A., BARMUTA, L. A. (1989): An ecologically useful classification of mean and near-bed flows in streams and rivers. *Freshwater Biol.* 21: 271-282.
- DE NICOLA, D. M. (1996): Periphyton responses to temperature. p.149-181 in: STEVENSON, R. J., BOTHWELL, M. L., LOWE, R. L. (Eds.): *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. Aquatic Ecology Series*. Academic Press, San Diego.
- EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000.
- FOERSTER, J. (2006): Zur Definition biozönotisch relevanter Fließgewässertypen anhand des aktuellen Vorkommens benthischer Algen (exkl. Charales und Diatomeen) in Fließgewässern Deutschlands. Dissertation Univ. Bremen, 166 S.
- GRAHAM, J. M., KRANZFELDER, J. A., AUER, M. T. (1985): Light and temperature as factors regulating seasonal growth and distribution of *Ulothrix zonata* (Ulvophyceae). *J. Phycol.* 21: 228-234.
- GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2009): Benthische Algen ohne Bacillariophyceen und Characeen – Feldführer, 2. aktualisierte Neuauflage; LANUV Arbeitsblatt 2. 90 S.
- GUTOWSKI, A., FOERSTER, J., DOEGE, A., PAUL, M. (2015): *Chamaesiphon* species in soft-water streams in Germany: occurrence, ecology and use for bioindication. *Algological Studies* 148: 33-56.
- HÖFER, R. und RIEDMÜLLER, U. (2016): Gewässerökologisches Gutachten zur Ermittlung der Auswirkungen der Einleitung des Klärwerks Winden in die Elz sowie Ableitung von ökologisch begründeten Ablaufwerten. Gutachten. Auftraggeber: Gemeinde Winden im Elztal.
- HOFMANN, G., WERUM, M., LANGE-BERTALOT, H. (2011): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell.
- HÜRLIMANN, J., STRAUB, F. (2020): Gebietsfremde Algen in der Schweiz - Grundlagen und Situationsanalyse. Bericht, Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- KANN, E., KOMÁREK, J. (1970): Systematisch-ökologische Bemerkungen zu den Arten des Formenkreises *Phormidium autumnale*. Schweiz. Z. Hydrologie 32: 495-518.
- KANN, E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 53: 405-643

- KELLY, M. (2013a). Building capacity for ecological assessment using diatoms in UK rivers. *Journal of Ecology and Environment* 36: 89-94. DOI 10.5141/ecoen.2013.011.
- KELLY, M. (2013b): Data rich, information poor? Phytobenthos assessment and the Water Framework Directive, *European Journal of Phycology* 48: 437-450. DOI: 10.1080/09670262.2013.852694
- KELLY, M. (2018): A brief history of time-wasting. <https://microscopesandmonsters.wordpress.com/2018/04/11/a-brief-history-of-time-wasting/>
- KELLY, M. (2019): A year in the life of the River Wear. <https://microscopesandmonsters.wordpress.com/2019/01/12/a-year-in-the-life-of-the-river-wear/>
- KING, L. (2000): Periphytic algae as indicators of lake trophic state, and their response to nutrient enrichment. PhD-Thesis, Lancaster University.
- KUSBER W.-H., GUTOWSKI, A. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Zieralgen (Desmiales) Deutschlands. S. 711-778, in: Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7 – Pflanzen, Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 70(7), Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- LANGE, J. (2007): Die Dreisam. Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. RegioWasser e.V. (Hrsg.), Freiburg.
- LAUTERBORN, R. (1910): Die Vegetation des Oberrheins. *Verhandlungen des Naturhistorischen Medizinischen Vereins Heidelberg*, N.F. Bd. X: 450-502.
- LAUTERBORN, R. (1917): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms, 2.Teil (Oberrhein). *Verhandlungen des Naturhistorischen Medizinischen Vereins Heidelberg* 5. Abhandlung: 70 S.
- LAW, R. (2012): A review of the function and uses of, and factors affecting, stream Phytobenthos. *Freshwater Reviews* 4: 135-166.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2015): LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II. Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. Stand 09.01.2015.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2020): Gewässerbewertung gemäß Wasser-rahmenrichtlinie. 1B_Gewässerbewertung_gem_WRRL_03122019.pdf. Stand 26.09.2020.
- LUBW (2014): Auswertung des landesweiten Monitorings 2012 und 2013 von MuP (Makrophyten und Phytobenthos) und MZB (Makrozoobenthos). Excel-Tabellen mit Probestellen und Wasserkörperbewertung mit den Biokomponenten. Bearbeitungsstand 09.07.2014.
- LUBW (2015): Biozönotisch bedeutsame Gewässertypen in Baden-Württemberg. Bewirtschaftungsplan 2015.
- LUBW (2015): Überwachungsergebnisse Makrophyten und Phytobenthos 2012. – Biologisches Monitoring der Fließgewässer gemäß EG-Wasserahmenrichtlinie.
- LUBW (2016): Informationssystem für Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg. Aktualisierung 2016. <https://hvz.lubw.baden-wuerttemberg.de/>.
- LUBW (2017a): Amtliches digitales wasserwirtschaftliches Gewässernetz (AWGN) – Fließgewässer. Gewässernetz und Gewässernamen. GIS-Daten.
- LUBW (2017b): Gewässerstrukturkartierung Baden-Württemberg – Feinverfahren. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 112, 61 S.
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MAETZE, A., FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 01/03: 1-367.
- PÉRÈS, F., BARTHÈS, A., PONTON, E., COSTE, M., TEN-HAGE, L., LE COHU, R. (2012): *Achnantheidium delmontii* sp. nov., a new species from French rivers. *Fottea* 12: 189-198.
- PFISTER, P. (1992): Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen – Teil 1: Cyanophy-



- ceae, Chrysophyceae, Chlorophyceae, Rhodophyceae. *Algological Studies* 65: 43-61.
- PFISTER, P., HOFMANN, G., EHRENSPERGER, G. (2016): Fließgewässer – Phytobenthos. Überarbeitung des Trophie- und Saprobie-Bewertungssystems nach Rott et al. 1997, 1999. ARGE Limnologie, Innsbruck, im Auftrag des Ministeriums für ein lebenswertes Österreich.
- PHYLIB 5.3-DV-Tool (2016): Software zur Bewertung von Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen. https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/software/index.htm
- POTAPOVA, M. G., PONANDER, K. C. (2004): Two common North American diatoms, *Achnanthes rivulare* sp. nov. and *A. deflexum* (Reimer) Kingston: Morphology, ecology and comparison with related species. *Diatom Research*, 19 (1): 33-57, DOI: 10.1080/0269249X.2004.9705606
- POTTGIESSER, T., SOMMERHÄUSER, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbüro Essen im Auftrag des Umweltbundesamtes und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Steckbriefe und Begleittext. http://gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=78
- RABANUS, A. (1916): Beiträge zur Kenntnis der Periodizität und der geographischen Verbreitung der Algen Badens. *Ber. der nat. Ges. Freiburg i. Br.* 21: 1-158.
- RASMUSSEN, J. J., BAATTRUP-PEDERSEN, A., RIIS, T., FRIBERG, N. (2011): Stream ecosystem properties and processes along a temperature gradient. *Aquatic Ecology* 45: 231-242.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM (RP) KARLSRUHE (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht zur Bestandsaufnahme, Teilbearbeitungsgebiet 31, Elz-Dreisam Textband Bearbeitungsstand: 20. Juni 2005. Regierungspräsidium Karlsruhe - Flussgebietsbehörde – Textband, Anhangsband: Karten und Tabellen.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM (RP) FREIBURG (2015): Begleitdokumentation zum BG Oberrhein (Baden-Württemberg). Teilbearbeitungsgebiet 31 – Elz-Dreisam. Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG).
- RIEDMÜLLER, U., HÖFER, R., FUCHS, U., SCHÜTZ, W., LIEB, W., BENESCH, A., OSCHWALD, L., HOFFMANN, M. (2019): Modelluntersuchung im Dreisam-Elz-Gebiet. Auftraggeber: Regierungspräsidium Freiburg, Referat 54.3. Berichtsteil 1: Monitoring und Ergebnisse.
- ROHR, J. L. (1977): Changes in diatom community structure due to environmental stress. M.S. thesis, Bowling Green State Univ., Bowling Green, Ohio. 157 pp.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., GUTOWSKI, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Arbeitsmaterialien des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.
- SCHMIDLE, W. (1893): Beiträge zur Algenflora des Schwarzwaldes und der Rheinebene. *Ber. der nat. Ges. Freiburg i. Br.* 7: 68-112.
- SCHNEIDER, R. (2000): Landschafts- und Umweltgeschichte im Einzugsgebiet der Elz. Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. 178 S.
- SCHÜTZ, W. (2017): Zur Verbreitung und Ökologie benthischer Rotalgen in Baden-Württemberg – eine Bestandsaufnahme. *Carolina* 75: 45-71.
- SCHÜTZ, W. (2019a): Erläuterungen zur Roten Liste der limnischen Rot- und Braunalgen Baden-Württembergs. LUBW Online-Veröffentlichung. <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/rote-listen>.
- SCHÜTZ, W. (2019b): Rhodophyta. S. 186-217, in: STUTZ, S., MATTERN, H. (Hrsg.): Beiträge zu den Algen Baden - Württembergs. Band 1. Verlag M. Hennecke, Remshalden.
- SCHÜTZ, W. (2020): Botanische Beobachtungen auf den Elzdämmen bei Emmendingen. *Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland* 9: 67-75.
- SCHÜTZ, W., KING, L. (2019): Maßnahmenbegleitendes Monitoring zur Erfolgskontrolle an der Elz – Modul Makrophyten und Phytobenthos (MuP). Auftraggeber HYDRA (2020): Untersuchungsprogramm 2018/2019, im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg. Nicht publ.



STANDER, J. M., (1970): Diversity and similarity of benthic fauna of Oregon. M.S. thesis, Oregon State Univ., Corvallis. 72 pp.

TROBAJO, R., ROVIRA, L., ECTOR, L., WETZEL, C.E., KELLY, M., MANN, D.G. (2013): Morphology and identity of some ecologically important small *Nitzschia* species. Diatom Research 28(1): 37-59. DOI: 10.1080/0269249X.2012.734531

UIS BW (UMWELTINFORMATIONSSYSTEM BADEN-WÜRTTEMBERG) (2004): Biologische Gewässergütekarte. Biologische Gewässergüte der Fließgewässer Baden-Württemberg, Stand 2004.

VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

WEHR, J. D. (1981): Analysis of seasonal succession of attached algae in a mountain stream, the North Alouette River, British Columbia. Can. J. Bot. 59: 1465-1474.

WEHRLE, E. (1942): Algen in Gebirgsbächen am Südostrande des Schwarzwaldes. Ökologische und floristische Untersuchungen im Wutach-Gauchach-Naturschutzgebiet. Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 7: 128-286.

Anhang

Artenliste PoD

(B = Blaualgen, C = Goldalgen, G = Grünalgen, R = Rotalgen, S = Gelbgrünalgen)

Taxon	Gruppe	Autor
Anabaena sp.	B	BORY DE SAINT-VINCENT ex BORNET & FLAHAULT
Aphanocapsa fonticola	B	HANSGIRG
Aphanocapsa rivularis	B	(CARMICHAEL) RABENHORST
Audouinella chalybaea	R	(ROTH) BORY DE SAINT-VINCENT
Audouinella hermannii	R	(ROTH) DUBY
Batrachospermum helminthosum	R	BORY DE SAINT-VINCENT
Calothrix parietina	B	THURET ex BORNET & FLAHAULT
Chaetophorales	G	KIRBY & SPENCE
Chamaesiphon conferviculus	B	A.BRAUN in RABENHORST
Chamaesiphon fuscus	B	(ROSTAFINSKI) HANSGIRG
Chamaesiphon incrustans	B	GRUNOW in RABENHORST
Chamaesiphon oncobyroides	B	GEITLER
Chamaesiphon polonicus	B	(ROSTAFINSKI) HANSGIRG
Chamaesiphon polymorphus	B	GEITLER
Chamaesiphon starmachii	B	KANN
Chamaesiphon subglobosus	B	(ROSTAFINSKI) LEMMERMANN
Chantransia - stadien	R	FRIES
Characium sp.	G	A.BRAUN
Chondrocystis dermochroa	B	(NAEGERLE) KOMAREK & ANAGNOSTIDIS
Chroococcopsis cf. fluviatilis	B	(LAGERH.) KOMAREK & ANAGNOSTIDIS
Chroococcopsis gigantea	B	GEITLER
Cladophora glomerata	G	(LINNAEUS) KUETZING
Closterium acerosum	G	(SCHRANK) EHRENBERG ex RALFS
Closterium ehrenbergii	G	MENEGHINI ex RALFS



Closterium leibleinii	G	KUETZING ex RALFS
Closterium moniliferum	G	(BORY DE SAINT-VINCENT) EHRENBURG ex RALFS
Closterium rostratum	G	EHRENBURG ex RALFS
Closterium cf. tumidulum	G	GAY
Closterium tumidum	G	JOHNSON
Cosmarium formosulum	G	HOFF in NORDSTEDT
Cosmarium laeve	G	RABENHORST
Cosmarium sp.	G	CORDA ex RALFS
Cosmarium subcostatum	G	NORDSTEDT in NORDSTEDT & WITTROCK
Cosmarium cf. subcucumis	G	SCHMIDLE
Draparnaldia glomerata	G	(VAUCHER) C.AGARDH
Geitlerinema amphibium	B	(AGARDH) ANAGNOSTIDIS
Geitlerinema cf. acutissimum	B	(KUFFERATH) ANAGNOSTIDIS
Geitlerinema splendidum	B	(GREVILLE ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS
Gongrosira debaryana	G	RABENHORST
Gongrosira fluminensis	G	FRITSCH
Heteroleibleinia kuetzingii	B	(SCHMIDLE) COMPERE
Hildenbrandia rivularis	R	(LIEBMANN) J.AGARDH
Homoeothrix janthina	B	(BORNET & FLAHAULT) STARMACH
Homoeothrix varians	B	GEITLER
Hydrococcus cesatii	B	RABENHORST
Hydrococcus rivularis	B	KUETZING
Hydrodictyon reticulatum	G	(LINNAEUS) LAGERHEIM
Hydrurus foetidus	C	(VILLARS) TREVISAN
Klebsormidium cf. rivulare	G	(KUETZING) MORISON & SHEATH
Komvophoron schmidlei	B	(JAAG) ANAGNOSTIDIS & KOMAREK
Lemanea fluviatilis	R	(LINNAEUS) C.AGARDH
Leptolyngbya foveolarum	B	(RABENHORST ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS & KOMAREK
Microcoleus subtorulosus	B	GOMONT ex GOMONT
Microcoleus vaginatus	B	(VAUCHER) GOMONT
Microspora amoena	G	(KUETZING) RABENHORST
Microspora floccosa	G	(VAUCHER) THURET
Microspora stagnorum	G	(KUETZING) LAGERHEIM
Mougeotia	G	C.AGARDH
Nostoc parmelioides	B	KUETZING ex BORNET & FLAHAULT
Oedogonium capillare	G	(LINNAEUS) KUETZING
Oedogonium cf. pringsheimii	G	C.E.CRAMER EX HIRN
Oedogonium spp.	G	HIRN
Oscillatoria limosa	B	C.AGARDH
Paralemanea catenata	R	(KUETZING) VIS et SHEATH
Phaeodermatium rivulare	B	HANSGIRG
Phormidium autumnale	B	(C.AGARDH) TREVISAN ex GOMONT
Phormidium autumnale - Gruppe	B	
Phormidium breve	B	(KUETZING ex GOMONT) ANAGNOSTIDES & KOMAREK
Phormidium corium	B	GOMONT
Phormidium fonticulum	B	KUETZING EX GOMONT
Phormidium ingrediens	B	BACKHAUS
Phormidium retzii	B	(C.AGARDH) GOMONT ex GOMONT
Phormidium sp.	B	KUETZING ex GOMONT
Phormidium subfuscum	B	KUETZING ex GOMONT



Plectonema wollei	B	(FARLOW EX GOMONT)
Pleurocapsa minor	B	HANSGIRG
Pseudanabaena catenata	B	LAUTERBORN
Rhizoclonium hieroglyphicum	G	(C.AGARDH) KUETZING
Schizothrix tinctoria	B	GOMONT
Sheathia boryana	G	(SIRODOT) SALOMAKI & M.L.VIS
Sphaerobotrys fluvialis	G	BUTCHER
Spirogyra spp.	G	LINK
Stigeoclonium sp.	G	KUETZING
Stigeoclonium tenue	G	(C.AGARDH) KUETZING
Tetraspora gelatinosa	G	(VAUCHER) DESVAUX
cf. Tolypothrix/Hassalia sp.	B	
Tribonema regulare	S	PASCHER
Tribonema viride	S	PASCHER
Tribonema vulgare	S	PASCHER
Ulothrix cf. tenerima	G	KUETZING
Ulothrix tenuissima	G	KUETZING
Ulothrix zonata	S	(WEBER & MOHR) KUETZING
Vaucheria	S	DE CANDOLLE

Artenliste Diatomeen

Taxon	Autor	Summenhäufigkeit
Achnanthes oblongella	OESTRUP	3,49
Achnanthes pusilla	(GRUNOW) DE TONI	3,94
Achnanthidium delmontii	PERES ET. AL.	209,78
Achnanthidium eutrophilum	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	6,21
Achnanthidium kranzii	(LANGE-BERTALOT) ROUND & BUKHTIYAROVA	0,93
Achnanthidium minutissimum var. minutissimum	(KUETZING) CZARNECKY	390,32
Achnanthidium pyrenaicum	(HUSTEDT) KOBAYASI	0,24
Achnanthidium subatomus/rivulare	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT/POTAPOVA & PONANDER	5,65
Achnanthidium subhudsonis	(HUSTEDT) KOBAYASI	36,39
Adlafia minuscula	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	0,70
Amphora copulata	(KUETZING) SCHOEMAN & ARCHIBALD	0,22
Amphora indistincta	LEVKOV	0,24
Amphora pediculus	(KUETZING) GRUNOW	10,42
Caloneis lancettula	(SCHULZ) LANGE-BERTALOT & WITKOWSKI	0,92
Cocconeis	EHRENBERG	0,23
Cocconeis pediculus	EHRENBERG	0,45
Cocconeis placentula var. euglypta	(EHRENBERG) GRUNOW	20,43
Cocconeis placentula var. lineata	(EHRENBERG) VAN HEURCK	39,60
Cocconeis placentula var. placentula	EHRENBERG	16,60
Cocconeis pseudolineata	(GEITLER) LANGE-BERTALOT	1,17
Craticula molestiformis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	0,70
Cymbella	C.AGARDH	0,23
Cymbella tumida	(BREBISSON) VAN HEURCK	1,55
Cymbella vulgata	KRAMMER	3,58



Denticula tenuis	KUETZING	0,24
Diademesis perpusilla	(GRUNOW) D.G.MANN	0,93
Diatoma anceps	(EHRENBERG) KIRCHNER	0,23
Diatoma mesodon	KUETZING	26,83
Diatoma vulgare	BORY DE SAINT-VINCENT	3,89
Didymosphenia geminata	(LYNGBYE) M.SCHMIDT	0,69
Encyonema minutum	(HILSE) D.G.MANN	25,13
Encyonema silesiacum	(BLEISCH) D.G.MANN	15,47
Encyonema ventricosum	(AGARD) GRUNOW	3,54
Eolimna minima	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	14,84
Eolimna subminuscule	(MANGUIN) LANGE-BERTALOT	19,21
Epithemia adnata	(KUETZING) BREBISSE	0,46
Eunotia	EHRENBERG	0,23
Eunotia bilunaris	(EHRENBERG) MILLS	2,33
Eunotia minor	(KUETZING) GRUNOW	5,11
Eunotia soleirolii	(KUETZING) RABENHORST	0,46
Eunotia tenella	(GRUNOW) HUSTEDT	0,23
Fistulifera saprophila	(LANGE-BERTALOT & BONIK) LANGE-BERTALOT	14,75
Fragilaria	LYNGBYE	0,47
Fragilaria acus	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	9,87
Fragilaria brevistriata	GRUNOW	1,41
Fragilaria brevistriata var. brevistriata	GRUNOW	1,42
Fragilaria capucina var. capucina	DESMAZIERES	4,76
Fragilaria capucina var. vaucheriae	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	28,53
Fragilaria construens f. binodis	(EHRENBERG) HUSTEDT	1,98
Fragilaria construens f. venter	(EHRENBERG) HUSTEDT	16,06
Fragilaria exiguiformis	LANGE-BERTALOT	0,69
Fragilaria gracilis	OESTRUP	14,84
Fragilaria pararumpens	LANGE-BERTALOT, HOFMANN & WERUM	104,62
Fragilaria parasitica var. subconstricta	GRUNOW	0,23
Fragilaria pectinalis	(O.MUELLER) LYNGBYE	0,46
Fragilaria perminuta	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	0,24
Fragilaria pinnata	EHRENBERG	0,66
Fragilaria pulchella	(RALFS) LANGE-BERTALOT	0,47
Fragilaria recapitellata	LANGE-BERTALOT & METZELTIN	0,92
Fragilaria rumpens	(KUETZING) CARLSON	0,70
Fragilaria tenera	(W.SMITH) LANGE-BERTALOT	0,45
Fragilaria ulna	(NITZSCH) LANGE-BERTALOT	5,85
Fragilaria vaucheriae	(KUETZING) PETERSEN	23,79
Fragilaria virescens	RALFS	3,72
Frustulia vulgaris	(THWAITES) DE TONI	0,67
Geissleria decussis	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT & METZELTIN	0,42
Gomphonema	EHRENBERG	3,91
Gomphonema calcifugum	LANGE-BERTALOT & REICHARDT	1,85
Gomphonema cymbelliforme	REICHARDT & LANGE-BERTALOT	3,27
Gomphonema elegantissimum	REICHARDT & LANGE-BERTALOT	0,24
Gomphonema exilissimum	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT & REICHARDT	2,34
Gomphonema micropus	KUETZING	2,25
Gomphonema olivaceum var. olivaceum	(HORNEMANN) BREBISSE	0,70



Gomphonema parvulum var. parvulum f. parvulum	KUETZING	15,30
Gomphonema parvulum var. parvulum f. saprophilum	LANGE-BERTALOT & REICHARDT	2,54
Gomphonema pumilum	(GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	14,53
Gomphonema subclavatum	(GRUNOW) GRUNOW	2,73
Gomphonema truncatum	EHRENBERG	0,24
Gyrosigma acuminatum	(KUETZING) RABENHORST	0,24
Halamphora normanii	(RABENHORST) LEVKOV	0,22
Hantzschia amphioxys sensu stricto	(EHRENBERG) GRUNOW	0,21
Hippodonta capitata	(EHRENBERG) LANGE-BERTALOT, METZELTIN & WITKOWSKI	0,24
Karayevia laterostrata	(HUSTEDT) BUKHTIYAROVA	0,24
Luticola goeppertiana	(BLEISCH) D.G.MANN	0,48
Mayamaea atomus	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	0,22
Mayamaea atomus var. permitis	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	10,48
Melosira varians	C.AGARDH	31,01
Meridion circulare var. circulare	(GREVILLE) C.AGARDH	5,66
Navicula amphiceropsis	LANGE-BERTALOT & RUMRICH	0,48
Navicula angusta	GRUNOW	0,46
Navicula antonii	LANGE-BERTALOT	0,89
Navicula capitatoradiata	GERMAIN	2,07
Navicula cryptocephala	KUETZING	2,83
Navicula cryptocephala var. cryptocephala	KUETZING	2,57
Navicula cryptotenella	LANGE-BERTALOT	8,58
Navicula exilis	KUETZING	2,55
Navicula germainii	WALLACE	1,18
Navicula gregaria	DONKIN	65,06
Navicula lanceolata	(C.AGARDH) EHRENBERG	14,90
Navicula pseudoarvensis	HUSTEDT	0,23
Navicula radiosa	KUETZING	0,23
Navicula reichardtiana	LANGE-BERTALOT	2,84
Navicula reichardtiana var. reichardtiana	LANGE-BERTALOT	0,70
Navicula rhynchocephala	KUETZING	0,68
Navicula rostellata	KUETZING	0,23
Navicula tripunctata	(O.F.MUELLER) BORY DE SAINT-VINCENT	0,23
Navicula veneta	KUETZING	0,22
Nitzschia	HASSALL	20,84
Nitzschia soratensis	E. MORALES ET VIS	138,78
Nitzschia acidoclinata	LANGE-BERTALOT	1,40
Nitzschia amphibia	GRUNOW	19,68
Nitzschia dissipata ssp. dissipata	(KUETZING) GRUNOW	59,36
Nitzschia dissipata var. media	(HANTZSCH) GRUNOW	10,01
Nitzschia fonticola	GRUNOW	43,15
Nitzschia fonticola var. fonticola	GRUNOW	9,09
Nitzschia frequens	HUSTEDT	0,23
Nitzschia frustulum	(KUETZING) GRUNOW	0,24
Nitzschia frustulum var. frustulum	(KUETZING) GRUNOW	1,63
Nitzschia linearis	(C.AGARDH) W.SMITH	0,93
Nitzschia linearis var. linearis	(C.AGARDH) W.SMITH	0,47

Nitzschia palea var. debilis	(KUETZING) GRUNOW	5,63
Nitzschia palea var. palea	(KUETZING) W.SMITH	5,58
Nitzschia paleacea	GRUNOW	28,12
Nitzschia perminuta	(GRUNOW) M.PERAGALLO	0,23
Nitzschia recta	HANTZSCH	0,69
Nitzschia sociabilis	HUSTEDT	0,91
Nitzschia subacicularis	HUSTEDT	0,86
Nitzschia supralitorea	LANGE-BERTALOT	0,72
Nupela lapidosa	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	1,85
Parlibellus protractoides	(HUSTEDT) WITKOWSKI, LANGE-BERTALOT & METZELTIN	0,24
Pennales		6,74
Pinnularia	EHRENBERG	0,46
Pinnularia neomajor	KRAMMER	0,23
Pinnularia perirrorata	KRAMMER	0,70
Pinnularia sinistra	KRAMMER	0,47
Planothidium	ROUND & BUKHTIYAVORA	0,22
Planothidium frequentissimum	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	6,97
Planothidium frequentissimum var. frequentissimum	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	11,04
Planothidium lanceolatum	(BREBISSEON EX KUETZING) LANGE-BERTALOT	23,22
Planothidium rostratum	(OESTRUP) LANGE-BERTALOT	0,24
Platessa conspicua	(MAYER) LANGE-BERTALOT	0,67
Platessa hustedtii	(KRASSKE) LANGE-BERTALOT	3,27
Psammothidium acidoclinatum	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	0,23
Psammothidium bioretii	(GERMAIN) BUKHTIYAROVA & ROUND	0,46
Psammothidium daonense	(LANGE-BERTALOT) LANGE-BERTALOT	0,92
Psammothidium rechtense	(LECLERCQ) LANGE-BERTALOT	0,23
Psammothidium subatomoides	(HUSTEDT) BUKHTIYAROVA & ROUND	5,81
Reimeria sinuata	(GREGORY) KOCIOLEK & STOERMER	49,45
Rhoicosphenia abbreviata	(C.AGARDH) LANGE-BERTALOT	15,63
Sellaphora joubaudii	(GERMAIN) ABOAL	1,38
Sellaphora laevisima	(KUETZING) D.G.MANN	0,24
Sellaphora pupula	(KUETZING) MERESCHKOWSKY	0,23
Sellaphora seminulum	(GRUNOW) D.G.MANN	2,30
Simonsenia delognei	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	0,21
Stauroneis separanda	LANGE-BERTALOT & WERUM	0,22
Surirella	TURPIN	0,46
Surirella angusta	KUETZING	0,24
Surirella roba	LECLERCQ	0,23



Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.05	Seiten 125-138	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	----------------	------------------------------------

Flusskrebse im südlichen Kraichgau und im Nordschwarzwald (Bad.-Württ.)

MARCO REINHARDT UND MICHAEL PFEIFFER

Kurzzusammenfassung

Im Auftrag der Fischereibehörde des Regierungspräsidiums Karlsruhe (Ref. 33) wurden zwischen 2016 und 2019 Vorkommen des stark gefährdeten Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) (Schrank, 1803) im Nordschwarzwald und südlichen Kraichgau erfasst. In den Oberläufen von Alb, Enz, Schmie und Saalbach wurden basierend auf früheren Untersuchungen gezielt bestimmte Bachabschnitte zur Nachsuche ausgewählt. Der Schwerpunkt dieser Arbeit lag im Flusssystem der Pfinz, das in diesen drei Jahren erstmals vollständig und engmaschig untersucht wurde.

Die überwiegend kleinen Fließgewässer wurden per Handfang am Tag auf Flusskrebsvorkommen mit Handkescher beprobt. In tieferen Gewässerabschnitten und Stillgewässern wurden zusätzlich Krebsreusen ausgebracht.

Steinkrebse wurden in lediglich zwei Bächen (wieder)entdeckt. Beide Vorkommen sind akut durch invasive Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana, 1852) vom Aussterben bedroht. In den Bachsystemen von Alb, Enz (Oberlauf) und Pfinz wurden keine einheimischen Flusskrebse (Fam. Astacidae) mehr angetroffen. In der Pfinz und ihren Nebengewässern hat sich inzwischen der invasive Kalikokrebs (*Faxonius immunitus*) (Hagen, 1870) fest etabliert und auch der Signalkrebs wurde in einem Nebengewässer bereits nachgewiesen. Das gesamte System ist somit unwiederbringlich für Steinkrebse verloren. Um die verbliebenen Steinkrebsbestände im Regierungsbezirk zu erfassen bedarf es weiterer systematischer Untersuchungen. Mit der Ausarbeitung konkreter Schutzmaßnahmen, insbesondere mit der Verortung geeigneter Standorte von Ausbreitungsbarrieren für invasive Signalkrebse in der Schmie, sollte rasch begonnen werden. Schutzmaßnahmen für den Steinkrebsbestand im Einzugsgebiet des Saalbachs befinden sich in der Umsetzung.

Schlüsselwörter

Austropotamobius torrentium, Neozoen, invasive Arten, Artenschutz.

Marco Reinhardt, Vogelsangstr. 4, 75334 Straubenhardt, marco.reinhardt@uni-konstanz.de
Michael Pfeiffer, Industriestraße 1b, 79232 March-Hugstetten, pfeiffer@gobio-online.de





Abstract

Freshwater Crayfish in the southern Kraichgau region and northern Black Forest (Baden-Württemberg, Germany)

On behalf of the fishery agency of the Regierungspräsidium Karlsruhe (Karlsruhe Regional Council, Ref. 33) the last remaining populations of the endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) (Schränk, 1803) in the southern Kraichgau and the northern Black Forest have been examined in the period 2016-2019. Emphasis was placed on the Pfinz catchment, which has been investigated for the first time. In the upper reaches of Alb, Enz, Schmie and Saalbach, specific stream sections were selected for follow-up searches based on earlier investigations.

The mostly small streams were examined by manual search using hand nets. Deeper waters were investigated using crayfish traps.

Populations of the stone crayfish were found in two brooks, which are both critically endangered by invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana, 1852). In the catchments of Alb, Enz and Pfinz no indigenous crayfish species were found. The invasive calico crayfish (*Faxonius immunitis*) (Hagen, 1870) established a large population in the Pfinz and its tributaries. In one tributary a population of signal crayfish was found. Therefore, the Pfinz catchment is permanently lost for native stone crayfish.

There is high urgency for further crayfish surveys in the Karlsruhe administrative district to identify other remaining populations of the stone crayfish. Protective measures for the stone crayfish population in the Schmie-catchment should begin as soon as possible, especially the construction of exclusion barriers against invasive signal crayfish. In the Saalbach-catchment, conservation efforts for the stone crayfish population are under way.

Keywords

Austropotamobius torrentium, introduced species, invasive species, species conservation

1. Einleitung

Die einheimischen Flusskrebbsbestände, in Baden-Württemberg sind der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) (Schränk, 1803), der Edelkrebs (*Astacus astacus*) (Linnaeus, 1758) und der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) (Lereboullet, 1858) ursprünglich, sind stark rückläufig und teilweise inzwischen vom Aussterben bedroht (CHUCHOLL & DEHUS 2011, PFEIFFER 2014). Die Gründe hierfür sind in der Zerstörung und der Degradierung ihrer Lebensräume sowie in der zunehmenden Ausbreitung invasiver Flusskrebbsarten zu suchen (TROSCHER 1993, CHUCHOLL & DEHUS 2011, PÄRVULESCU et al. 2011). Vor allem die von den invasiven Arten übertragene und für einheimische Krebse grundsätzlich tödlich verlaufenden Krebspest wurde weltweit als Hauptursache für den Rückgang der Flusskrebse und auch in Baden-Württemberg erkannt (TAYLOR 2002, CHUCHOLL & BRINKER 2017). Vor allem die drei ursprünglich aus Nordamerika stammenden Neozoen Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) (Dana, 1852), Kalikokrebs (*Faxonius immunitis*) (Hagen, 1870) und Kamberkrebs (*Faxonius limosus*) (Rafinesque, 1817) breiten sich in Baden-Württemberg weiter aus (PFEIFFER & TROSCHER 2007). Der Signalkrebs und der Kamberkrebs werden inzwischen als „invasive gebietsfrem-





de Arten von unionsweiter Bedeutung“ betrachtet, deren Vorkommen im Rahmen der EU-Verordnung 1143/2014 landesweit bekämpft werden müssen. Während die ursprünglichen Bestände der Edelkrebse in Baden-Württemberg bereits seit Jahrzehnten annähernd vollständig erloschen sind, gefährden die invasiven Arten durch direkte und indirekte Konkurrenz in zunehmendem Maße auch die verbliebenen Steinkrebsbestände in den Oberläufen der Fließgewässer, wie beispielsweise im Nordschwarzwald (PFEIFFER 2008, CHUCHOLL & BRINKER 2017). Steinkrebse waren im Nordschwarzwald und südlichen Kraichgau bis Mitte des 20. Jahrhunderts weit verbreitet. Es liegen zahlreiche Berichte von Zeitzeugen vor und auch der ein oder andere „Krebsbach“ im Gebiet weist auf historische Vorkommen von Steinkrebsen hin. Aus dem Einzugsgebiet der Pfinz gibt es von der Quellregion flussabwärts bis Remchingen Berichte von großen Krebsbeständen bis Mitte der 1960er Jahre. Aufgrund der geschilderten geringen Größe und der hellen Scherenunterseite handelte es sich dabei mit großer Sicherheit um Steinkrebse. Zeitzeugen berichten, dass die Flusskrebse seinerzeit so zahlreich waren, dass man sie mit einem Rechen in großen Mengen aus der Pfinz fischen konnte. In der Rennach (Zufluss der Pfinz in Straubenhardt) war der Bestand (und womöglich auch der Hunger) um 1945 offenbar so groß, dass die Steinkrebse als Nahrungsmittel genutzt wurden. Ähnliche Berichte gibt es auch aus dem Nagold-System. Auch hier hat die Art offenbar in den 1960er Jahren starke Bestandseinbußen erlitten (PFEIFFER 2008). In der FFH-Richtlinie ist der Steinkrebs als prioritäre Art in den Anhängen II und V gelistet. Für prioritäre Arten kommt der Gemeinschaft eine besondere Verantwortung zu. Um einen günstigen Erhaltungszustand zu bewahren oder zu entwickeln können beispielsweise besonders strenge Schutzvorkehrungen getroffen werden. Der Erhaltungszustand der Steinkrebsbestände in Baden-Württemberg ist gemäß der FFH-Richtlinie ungünstig-schlecht. In der Roten Liste des Landes Baden-Württemberg wird der Steinkrebs inzwischen als stark gefährdet (Kategorie 2) geführt (BAER et. al 2014).

Aufgrund der landesweit alarmierenden Nachrichten über den fortschreitenden Verlust von Steinkrebsbeständen wurde von der Fischereibehörde (Ref. 33, inzwischen in Kooperation mit Ref. 56, Obere Naturschutzbehörde) eine Erfassung der verbliebenen Steinkrebsbestände inklusive einer Ausarbeitung von Schutzkonzepten auf den Weg gebracht. Genaue Kenntnisse über die aktuelle Verbreitungsgrenzen der Reliktorkommen von Steinkrebsen, aber auch der Ausbreitungsfronten der invasiven Arten sind für die Maßnahmenplanung essentiell. Bäche, in denen die Neozoen nachweislich etabliert sind, sind hingegen dauerhaft für die Steinkrebse verloren. Aufbauend auf den ersten systematischen Bestandserhebungen im Nordschwarzwald im Jahr 2008 (PFEIFFER 2008) wurden vom Erstautor in den vergangenen drei Jahren vertiefte Nachuntersuchung in der Alb und in der Eyach vorgenommen. Des Weiteren wurden bislang unentdeckte Reliktbestände im südlichen Kraichgau in der Pfinz, im Schmie-System und im Oberlauf des Saalbachs, der dort auch Weißach genannt wird, erwartet. Die Ergebnisse der Erhebungen werden in dieser Arbeit vorgestellt.

2. Untersuchungsgebiet

Im Naturraum Nordschwarzwald wurden die Zuflüsse der Alb, der Oberlauf der Enz (mit Eyach), im südlichen Kraichgau das Einzugsgebiet der Pfinz, das in die Enz entwässernde Bachsystem der Schmie bei Mühlacker sowie der oberen Saalbach bei Knittlingen untersucht (Abb. 1). Da das primäre Interesse dieser Untersuchung dem Steinkrebs galt, lag der



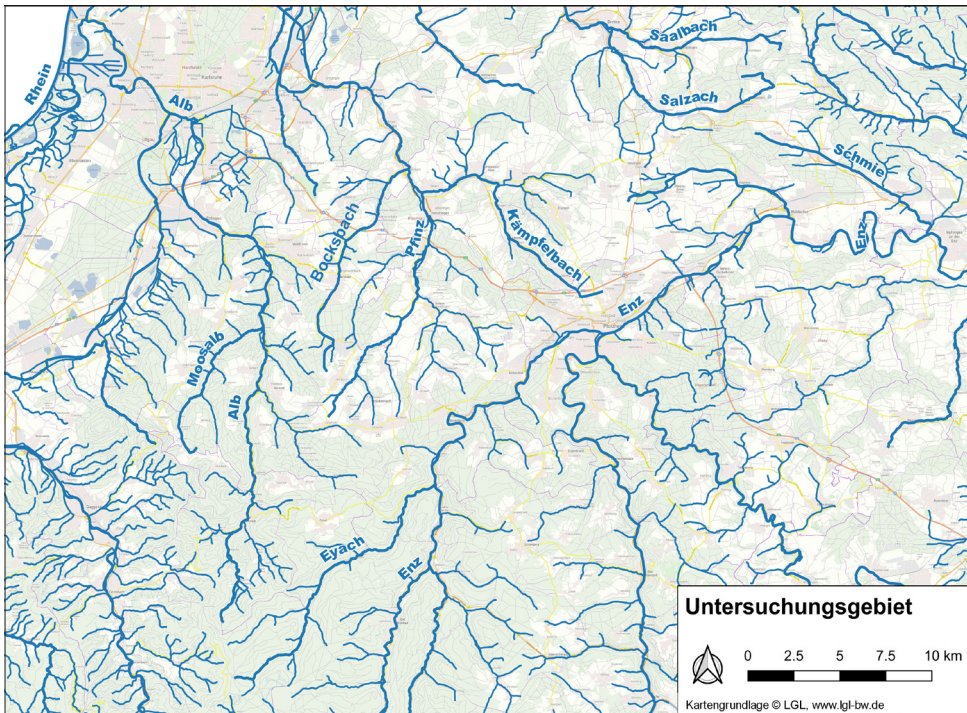


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet in Nordbaden zwischen Karlsruhe, Bretten, Vaihingen an der Enz, Pforzheim und Bad Herrenal mit den untersuchten Bachsystemen Alb, Pfingz (Bocksbach), Saalbach, Schmie und Enz (Eyach).

Fokus auf kleinen Seitenbächen, die nicht den gleichen Einflüssen wie der Hauptstrom ausgesetzt sind und in denen sich die Art möglicherweise kleinräumig erhalten hat.

Die Alb entspringt im Landkreis Calw südlich von Bad Herrenal auf ca. 760 m Höhe. Zwischen Frauenalb und Ettlingen bildet ihr Tal die westliche Grenze des Alb-Pfingz-Plateaus. Nach 25 km Fließstrecke erreicht der Bach bei Ettlingen den Rheingraben, wo der potenzielle (und vermutlich auch historische) Steinkrebslebensraum endet. Auch die kleinen Bäche, die bei Malsch und südlich von Ettlingen aus dem Schwarzwald kommen und Steinkrebsen einen geeigneten Lebensraum bieten, entwässern in die Alb.

Die Enz entsteht bei Enzklösterle auf 680 m Höhe durch Zusammenfluss zweier Bächlein und mündet bei Besigheim in den Neckar. Mit der Eyach und dem Rotenbach wurden zwei linksseitige Enzzuflüsse im Nordschwarzwald bei Neuenbürg untersucht. Die Eyach entsteht durch den Zusammenfluss zweier Bäche aus dem Natur- und Waldschutzgebiet Kaltenbronn auf ca. 568 m Höhe und hat aufgrund ihres Verlaufs durch Buntsandstein sehr weiches, elektrolytarmes Wasser. Wenige Kilometer unterhalb von Höfen an der Enz mündet die Eyach in die Enz. Der sehr intensiv untersuchte Rotenbach ist ein kleiner Seitenbach der Enz bei Neuenbürg. Er verläuft in einem engen Kerbtal mit starkem Gefälle und ist durch seine isolierte Lage von besonderem Interesse.



Im südlichen Kraichgau und somit nördlich der Enz befinden sich drei weitere Gewässersysteme, die in die Untersuchung mit einbezogen wurden.

Die Pfinz entspringt auf 330 m Höhe in den Pfinzwiesen bei Straubenhardt und durchfließt von dort den südlichen Kraichgau, bis sie bei Durlach die Oberrheinebene erreicht. Aus diesem Bereich und den Nebengewässern der Pfinz sind in der Vergangenheit große Steinkrebsvorkommen bekannt geworden. Bedeutende Seitenbäche der Pfinz sind der Kämpfelbach, der bei Remchingen in die Pfinz mündet sowie der Bocksbach, welcher bei Pfinztal der Pfinz zufließt. Anschließend mündet die Pfinz nach längerem Verlauf in der Oberrheinebene bei Germersheim in den Rhein.

Die Schmie entspringt im Hügelland in der Umgebung der gleichnamigen Ortschaft. Nach 12 km Fließstrecke mündet der im Unterlauf max. 5 m breite Bach bei Vaihingen an der Enz linksseitig in die Enz. Die Schmie besitzt mehrere kleine Zuflüsse, die strukturell und hydrologisch als Steinkrebshabitate in Frage kommen.

Die Weißach entspringt am Scheuelberg beim Knittlinger Ortsteil Freudenstein auf ca. 300 m Höhe. Von dort fließt sie nach Westen, bis sie in Bretten nach dem Zusammenfluss mit der Salzach zur Saalbach wird. Sämtliche dauerhaft wasserführenden Bäche, die im Kraichgau entspringen, besitzen ein großes Potenzial auf bislang unentdeckte Steinkrebsvorkommen.

3. Erfassungsmethoden

Als Arbeitsgrundlage wurde eine Vorauswahl von Potenzialflächen zusammengestellt. Ausgenommen waren beispielsweise Fließgewässerstrecken, die bereits anderweitig untersucht waren oder aus denen nachweislich Vorkommen von nordamerikanischen Flusskrebsen bekannt waren. Um eine versehentliche Verschleppung von Krankheitserregern (insb. Krebspest) auszuschließen, wurden die Probestellen innerhalb eines Gewässersystems grundsätzlich in Fließrichtung, d. h. von der Quelle abwärts, abgearbeitet. Beim Wechsel in ein neues Gewässersystem wurde die Ausrüstung (Kescher, Wathose, Gummistiefel) gewechselt. Die Arbeitsutensilien wurden anschließend mit Desinfektionsmittel (Wolfasteril E 400) über Nacht desinfiziert und dann getrocknet.

Flusskrebse sind dämmerungs-/nachtaktive Tiere, die sich tagsüber versteckt unter Steinen, zwischen Wurzelwerk oder am Gewässerrand in selbst gegrabenen Uferhöhlen aufhalten. Die Erfassung erfolgte überwiegend mit der Methode „Handfang bei Tag“. Dabei werden Steine oder Totholzansammlungen vorsichtig umgedreht bzw. angehoben und die darunter versteckten Krebse direkt mit der Hand gefangen oder in einen Handkescher getrieben. Ins Wasser ragendes Wurzelwerk wird auf der Suche nach Jungtieren ausgeschüttelt und Krebshöhlen mit der Hand inspiziert. Man einigte sich darauf, dass pro Probestrecke mindestens 10 geeignete „Verstecke“ abgesucht und nach maximal 20 Minuten eine erfolglose Nachsuche abgebrochen werden sollte. Je nach Situation wurde die Nachsuche abgekürzt oder verlängert. Beim Nachweis von Steinkrebsen wurde eine Detailuntersuchung durchgeführt und ein Krebsbestandsaufnahme-Protokoll der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS) ausgefüllt. Anschließend wurden die einheimischen Krebse wieder in ihr Habitat zurückgesetzt. Die gebietsfremden Arten Signalkrebs, Kalikokrebs und Kamberekrebs wurden entnommen und fachgerecht entsorgt.

Neben dem Handfang wurden in größeren Gewässern – Pfinz, Herrmannssee, Weißach, Angelseen Wilferdingen — Krebsreusen (Typ Pirat) mit rohem Fleisch oder Hundefutter bestückt und über Nacht ausgelegt.

Im Schmie-System im Einzugsgebiet der Enz wurde zur Erfassung der nachtaktiven Krebse eine nächtliche Begehung mit einer starken Lichtquelle vorgenommen.

4. Ergebnisse

Insgesamt wurden vom Erstautor von 2016 bis 2019 46 Probestrecken an der Alb, 55 am Oberlauf der Enz, 17 am Schmie-System und 31 am Oberlauf des Saalbachs beprobt. Das Einzugsgebiet der Pfinz wurde im selben Zeitraum an 163 Probestellen auf Flusskrebse untersucht. An 31 der insgesamt 312 Probestellen wurden dabei Flusskrebse entdeckt. Am häufigsten wurde der Kalikokrebs (14 Fundpunkte im Einzugsgebiet der Pfinz) gefangen, gefolgt vom Signalkrebs, der an 11 Fundpunkten im Oberlauf des Saalbachs (Weißach) festgestellt wurde. Steinkrebse wurden an 2 Untersuchungspunkten nachgewiesen (Saalbach- und Schmie-System). Der Kamberkrebs wurde an einem einzelnen Fundpunkt im Einzugsgebiet der Pfinz nachgewiesen. Bei einer ergänzenden Untersuchung durch den Erstautor wurde im Unterlauf der Schmie im Mai 2020 drei weitere Punkte beprobt, wovon an zwei Stellen Signalkrebse nachgewiesen wurden. Auch im Oberlauf des Kämpfelbach wurden im September 2020 Signalkrebse nachgewiesen.

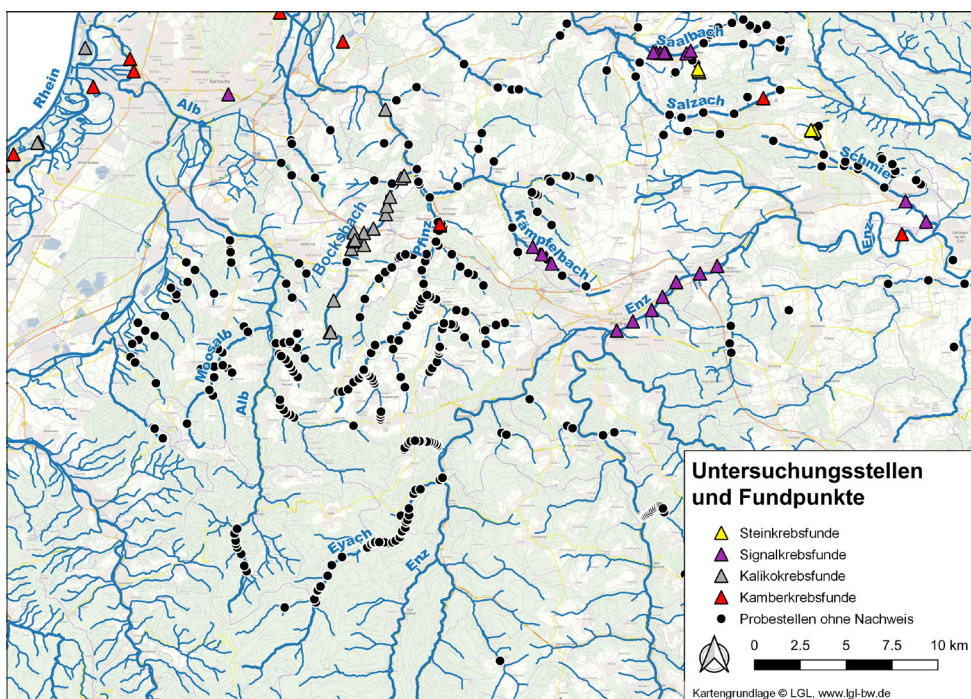


Abb. 2: Alle Flusskrebnachweise und Probestellen ohne Funde im Untersuchungsgebiet; in den Einzugsgebieten von Enz und Alb sind zusätzlich Probestellen ohne Nachweis einer früheren Untersuchung (2008) enthalten.



Eine Übersicht der bekannten Flusskrebsvorkommen im Untersuchungsgebiet sowie der Probestellen ohne Nachweise ist in Abbildung 2 dargestellt. Im Untersuchungsgebiet gibt es nur noch zwei isolierte Steinkrebsvorkommen im Einzugsgebiet von Saalbach und Schmie. Im Saalbach (hier auch Weißbach genannt) bei Knittlingen hat sich der Signalkrebs bereits fest etabliert und breitet sich rasch in Richtung des Steinkrebsbestandes aus. Auch im Unterlauf der Schmie wurden Signalkrebse nachgewiesen, die sich sicherlich ebenfalls weiter flussaufwärts ausbreiten werden. Weitere Signalkrebsvorkommen sind aus der Enz zwischen Pforzheim und Niefern (FIAKA 2019), in einem Stillgewässer im Karlsruher Stadtgebiet (FIAKA 2020) sowie im Oberlauf des Kämpfelbachs bei Ispringen bekannt.

Der Kamberkrebs kommt im Untersuchungsgebiet vereinzelt in mehreren Stillgewässern vor, so im Tiefen See in Maulbronn (PFEIFFER 2015) und im Stöckmühlsee in Remchingen. Weitere Vorkommen sind aus der Enz bei Vaihingen (FIAKA 2019) sowie (flächendeckend) aus der Rheinebene bekannt (FIAKA 2020).

Im Einzugsgebiet der Pfingz hat sich der Kalikokrebs – ausgehend von einem gesetzwidrigen Besatz in einen Weiher am Bocksbach – inzwischen fest etabliert und befindet sich weiter in der Ausbreitung Richtung Rheintal. Es ist nur noch eine Frage der Zeit, wann der Bestand auf die längst etablierten Vorkommen in den Auengewässern der Rheinebene trifft (FIAKA 2020).

In den Einzugsgebieten von Alb und Enz liegen bereits Ergebnisse einer früheren Untersuchung von 2008 ohne Flusskrebsnachweis vor, welche ebenfalls auf der Karte dargestellt sind.

4.1 Situation an der Alb

Die kleinen Fließgewässer im Einzugsgebiet der Alb haben in der Regel eine hohe Wasserqualität (WRRL 2005) und besitzen eine gute strukturelle Ausstattung. Mehrere kleine Bäche bieten sich als Steinkrebshabitat an, beispielsweise das Krebsbächle bei Ettlingen, der Beierbach bei Ettlingenweiher oder die Moosalb. Der Name Krebsbächle weist auf Steinkrebsvorkommen hin. Eine erste Untersuchung von insgesamt 17 Bächen im Einzugsgebiet der Alb im Jahr 2008 erbrachte keine Krebsnachweise (PFEIFFER 2008). Bei der vertieften Nachuntersuchung (46 Stichproben) in den Jahren 2016 bis 2019 wurden ebenfalls keine Restvorkommen mehr entdeckt. Gebietsfremde Krebse wurden bislang noch nicht nachgewiesen.

Was letztlich zum Aussterben der Steinkrebsbestände im Einzugsgebiet der Alb geführt hat muss offenbleiben. Ein Krebspestausbuch erscheint aufgrund der Abwesenheit gebietsfremder Flusskrebse im Einzugsgebiet eher unwahrscheinlich. Es ist bekannt, dass die kalkarmen Bäche im Buntsandstein weitaus anfälliger auf Verschmutzungen und Versauerung reagieren als solche in Kalkgebieten. Flächige Verluste sind durch sauren Regen, ungesicherte Gewässerbaustellen (Betonwaschwasser) oder durch ungeklärte Siedlungsabwässer denkbar.

4.2 Situation am Oberlauf der Enz

Aus dem Oberlauf der Enz gab es speziell aus dem linksseitigen Zufluss Eyach mehrere Hinweise auf bislang unentdeckte Vorkommen von Flusskrebsen (PFEIFFER 2008, REINHARDT 2017). Erste Stichprobenerhebungen im Würzbach, Rotenbach, Tröstbach, Engelsbach, Grö-





ßelbach, Pfatschbach und Enzlenzbächle waren allerdings negativ (PFEIFFER 2008). Die intensive Nachsuche in der Eyach und im nahegelegene Rotenbach durch den Erstautor brachte erneut keinen konkreten Hinweis auf Reliktorkommen oder eingewanderte Neozoen.

Die Oberläufe der Enz und der Eyach im Nordschwarzwald sowie die Seitenbäche sind für Steinkrebse nur bedingt als Lebensraum geeignet. Neben dem niedrigen pH-Wert des Wassers haben diese sogar Gebirgsfluss-Charakter. Daher überrascht es ein wenig, dass in der Eyach noch 2008 „Flusskrebse“ gesichtet wurden. Aufgrund der ungewöhnlichen Lebensbedingungen kommt eigentlich nur der Steinkrebs in Betracht. Da trotz intensiver Nachsuche auf weiten Teilen des Flusses keine Hinweise auf Flusskrebsvorkommen festgestellt werden konnten, ist das Vorkommen vermutlich inzwischen erloschen.

4.3 Situation in der Pfinz

Die Pfinz und ihre Nebengewässer wurden zwischen 2016 und 2019 von den beiden Autoren flächendeckend abgesucht. Viele kleine Oberläufe und somit typische Standorte für bislang unentdeckte Restvorkommen waren seit 2018 ausgetrocknet und kamen für Flusskrebse nicht mehr als Lebensraum in Frage.

Im Einzugsgebiet der Pfinz ist der Steinkrebs trotz des vormals flächendeckenden Vorkommens ausgestorben. Zeitzeugen berichten bis in die 1990er Jahre von Abwasser- und Gülleinleitungen sowie regelmäßigen Fischsterben in der Pfinz und ihren Zuflüssen.

Alle ganzjährig wasserführenden Bäche liegen unterhalb von Siedlungen, sodass keine isolierten Oberläufe existieren, in denen noch mit Reliktpopulationen zu rechnen wäre. Als Beispiel ist hier die Rennach bei Straubenhardt (erster Zufluss der Pfinz) zu nennen, wo der Steinkrebsbestand durch unzureichend geklärtes Abwasser direkt vom Oberlauf an vernichtet wurde. Ähnliche Berichte gibt es aus dem Kämpfelbach, in den bis zum Bau der Kläranlage in Königsbach-Stein die Abwässer aller umliegenden Gemeinde eingeleitet wurden.

Im Stockmühlsee in Wilferdingen wurde bereits vor mehreren Jahren der Kamberkrebse besetzt. Im Ortsgebiet von Ispringen wurde im November 2016 nahe der Quelle des Kämpfelbachs ein einzelner Signalkrebs an Land gesichtet (REINHARDT 2017). Eine intensive Nachsuche in diesem Bereich ergab damals aber keine Hinweise auf ein Signalkrebseorkommen. Bei einer erneuten Begehung im September 2020 wurden im Oberlauf des Kämpfelbachs jedoch Signalkrebse nachgewiesen. Da mehrere Tiere direkt unterhalb von Ispringen nachgewiesen wurden und weiter flussabwärts nur Einzeltiere vorkamen, wurden die Signalkrebse vermutlich erst vor wenigen Jahren bei Ispringen illegal ausgesetzt. Sollte sich der Bestand hier etablieren, ist mit einer weiteren Ausbreitung im Pfinz-System zu rechnen.

Aus dem 1,2 ha großen Herrmannssee bei Ittersbach ist nach Angaben der Fischereiforschungsstelle (FIAKA 2019) seit 2012 ein Vorkommen von Kalikokrebsen bekannt (Abb. 3). Der Herrmannssee ist ein flaches, krautiges Gewässer von ca. 60 m Länge und 20 m Breite. Im See findet der Kalikokrebs geeignete Bedingungen, um sich stark zu vermehren. Der Kalikokrebs wird vor allem als Bewohner der Rheinauen in stehenden und moderat fließender Gewässer beschrieben (CHUCHOLL & DEHUS 2011). Dort zeichnet sich die Art durch enorme Vermehrungsraten aus, wodurch der Kamberkrebse verdrängt wird (CHUCHOLL 2012). Bisher wurde nicht beobachtet, dass der Kalikokrebs aktiv in kleinere, sommerkühle Fließgewässer einwandert (CHUCHOLL & DEHUS 2011).





Abb. 3: Ein Kalikokrebs aus dem Bocksbach (25.03.2017, Foto: © M. Reinhardt).



Abb. 4: Steinkrebsmännchen während der nächtlichen Untersuchung des Schmiesystems (28.09.2019, Foto: © M. Reinhardt).

Der See entwässert in den Bocksbach und die Kalikokrebse sind auch dort inzwischen auf der gesamten Fließstrecke in teilweise sehr hohen Dichten vorhanden. Mit dem Bocksbach wird nun erstmals ein typisches Steinkrebgewässer besiedelt. Die rasche Kolonisierung des Bocksbachs kann durch die hohe Bestandsdichte im Herrmannssee erklärt werden. Bedingt durch die hohe Populationsdichte kommt es zu einem starken Abwanderungsdruck aus dem Herrmannssee. Der Nachweis von eiertragenden Weibchen (unterhalb der Ortschaft Mutschelbach) und die hohe Dichte mit mehreren Generationen weisen darauf hin, dass die Art im Bocksbach längst erfolgreich reproduziert und die Population für die Kolonisierung des Bocksbachs und der Pfinz nicht mehr auf den Nachschub aus dem See angewiesen ist. Jüngst wurde die Art bei einer Fischbergung in der Pfinz sogar schon unterhalb der Ortschaft Pfinztal festgestellt (PÄTZOLD mündl. 2019). Es ist davon auszugehen, dass der Kalikokrebs – ausgehend vom Herrmannssee im Oberlauf - demnächst zu den längst etablierten Vorkommen in den Niederungen aufschließt und dauerhaft die Wirbellosenfauna der Pfinz „bereichert“ bzw. sogar dominiert.

Aus ökologischer Sicht sind die Folgen des Vorkommens der Art im Pfinzsystem nicht absehbar, so dass eine Beobachtung der Situation angemessen erscheint.

Das Vorkommen des Kamberkrebses im Stöckmühlsee bei Wilferdingen zeigt in einem ähnlichen Habitat keine Ausbreitungstendenz. Obwohl der Kamberkrebs dort schon seit mehreren Jahren vorkommt, hat er die angeschlossene Pfinz offenbar noch nicht besiedelt. Auch ist die Individuendichte im Stöckmühlsee selbst nur sehr gering, sodass vom Kamberkrebs keine weitere Ausbreitung im Einzugsgebiet der Pfinz zu erwarten ist. Da der Kamberkrebs erst nach dem Aussterben des Steinkrebses in der Pfinz in den Stöckmühlsee eingesetzt wurde, kann ausgeschlossen werden, dass Krebsesterreger aus dem Stöckmühlsee zum Verschwinden des Steinkrebses geführt haben.

4.4 Situation an der Schmie

Seit 2006 gibt es Hinweis auf ein Reliktvorkommen von Steinkrebsen aus dem Schmie-System (REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTTGART 2011). Im Sommer 2019 wurde das Einzugsgebiet an 17 Probestellen bei einer nächtlichen Begehung detailliert abgesucht. 15 Probestellen davon waren negativ, an 2 beprobten Abschnitten konnten Steinkrebse entdeckt und damit das





Vorkommen dort bestätigt werden (Abb. 4), Das isolierte Steinkrebsvorkommen befindet sich im Oberlauf der Schmie und gliedert sich in zwei sehr unterschiedliche Bereiche. In einem Seitenbächlein befindet sich kleinräumig ein vitaler Bestand, der sich durch eine hohe Individuendichte und zahlreiche Jungtiere auszeichnet. Im direkt angrenzenden Hauptgewässer fanden sich hingegen keine Jungtiere und nur sehr wenige adulte Krebse. Um den Bestand zu fördern, ist im Hauptgewässer eine gewässerstrukturelle Aufwertung des Lebensraums denkbar.

Im Untersuchungszeitraum wurde bekannt, dass die Enz zwischen Pforzheim und Öschelbronn bereits auf einer größeren Strecke von Signalkrebsen besiedelt wird (FIAKA 2019). Außerdem wird die Enz bei Vaihingen an der Enz von Kamberkrebsen besiedelt (FIAKA 2019).

Daher wurde im Mai 2020 zusätzlich der Unterlauf der Schmie an drei Probestellen auf Flusskrebse untersucht. Dabei wurden Signalkrebse an zwei Probestellen festgestellt, eine im Ortsgebiet von Illingen und eine weiter flussabwärts. An einer dritten Probestelle ca. 700 m oberhalb von Illingen waren trotz intensiver Nachsuche keine Signalkrebse nachweisbar. Die Verbreitungsgrenze befindet sich gegenwärtig in der Ortslage von Illingen. Die Signalkrebse bedeuten eine existentielle Bedrohung für das Steinkrebsvorkommen im Oberlauf.

4.5 Situation am Saalbach mit Weißach und Salzach

Der Oberlauf des Saalbachs (= Weißach) wurde zwischen 2016 und 2018 an 31 Probestrecken vom Erstautor beprobt. Aus der Salzach liegen Daten vom Zweitautor aus dem Jahr 2015 vor. Dabei wurde bei Knittlingen in einem Seitengewässer der Weißach ein kleines Steinkrebsvorkommen entdeckt. Die Population ist zwar auf einen nur etwa 240 m langen Gewässerabschnitt begrenzt, die Art erreicht dort aber eine hohe Bestandsdichte mit zahlreichen Jungtieren. Gleichzeitig wurde nur wenig unterhalb auf zwei Kilometer Fließstrecke ein Signalkrebsvorkommen nachgewiesen (Abb. 5). Die Signalkrebse bilden dort bereits einen dichten Bestand und es ist davon auszugehen, dass sich die Art ohne Gegenmaßnahmen weiter ausbreiten wird. Im Tiefen See (Klostersee) bei Maulbronn wurde bereits im Jahr 2015 vom Zweitautor der Kamberkrebs nachgewiesen (Abb. 6).



Abb. 5: Signalkrebs aus der Weißach bei Knittlingen (12.05.2018, Foto: © M. Reinhardt).



Abb. 6: Kamberkrebs Jungtier aus dem Tiefen See in Maulbronn (01.07.2015, Foto: © M. Pfeiffer).





5. Diskussion

Letztlich dürfte die Kombination aus Gewässerausbau, Gewässerverschmutzung und Ausbrüchen der Krebspest für das flächige Verschwinden der Art aus den Mittel- und Oberläufen der Bäche im Nordschwarzwald und im Kraichgau verantwortlich sein. Der Aussterbeprozess ist noch nicht gestoppt. Im Gegenteil, in den vergangenen Jahren hat sich durch die landesweite zunehmende passive und aktive Ausbreitung von (meist mit der Krebspest infizierten) Signalkrebsen der Gefährdungsgrad nochmals erhöht (BAER et al 2014, PFEIFFER 2019, CHUCHOLL & SCHRIMPF 2016, WALDMANN 2019). Hinzu kommt als weitere „neue“ Gefährdungsursache inzwischen der Klimawandel. Die langanhaltenden Trockenperioden mit versiegenden Quellen und die sommerlichen Hitzephasen führen zu thermischen und stofflichen Belastungen in den Bachoberläufen in ganz Baden-Württemberg (PFEIFFER 2015, CHUCHOLL & BRINKER 2017, PFEIFFER 2019).

Insgesamt ist die Bestandssituation der Flusskrebse im Untersuchungsgebiet prekär. Die einst überall gegenwärtigen Steinkrebsvorkommen sind im Nordschwarzwald und im südlichen Kraichgau aus der Fläche vollständig verschwunden. In den untersuchten Gewässersystemen kommen nur noch zwei winzige Reliktpopulationen vor. Die beiden Restbestände sind schon aufgrund ihrer geringen Größe akut vom Aussterben bedroht: Unbedachte menschliche Eingriffe, längere Austrocknungs- und Hitzephase oder punktuelle Gewässerverschmutzungen stellen eine latente Bedrohung dar. Hinzu kommt, dass in beiden Fällen die Signalkrebse aktiv in die verbliebenen Lebensräume einwandern.

Ein Fließgewässer von gebietsfremden Flusskrebsen zu befreien ist nach den derzeit verfügbaren Methoden nicht durchführbar (CHUCHOLL & BRINKER 2017). Dem weiteren Vordringen der Signalkrebse kann daher nur mit dem Bau einer wirksamen Ausbreitungsbarriere (Krebssperre) begegnet werden. Bundesweit gelten Krebssperren nach derzeitigem Kenntnisstand als die einzigen effektiven Maßnahmen um die verbliebenen Steinkrebsvorkommen in Oberläufen vor einwandernden Signalkrebsen aus dem Unterwasser zu schützen (WALDMANN 2019).

Die Errichtung oder das Belassen eines Querverbaus in einem Fließgewässer widerspricht auf den ersten Blick dem Zielen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) der Erlangung eines „guten ökologischen Zustands“. Die Wiedererlangung der Längsdurchgängigkeit für aquatische Gewässerorganismen, insbesondere für die Fische und Neunaugen, ist dabei ein wichtiges Kriterium. Da die EU-WRRL aber auch Artenschutz und Gewässerschutz fordert, wird das Ziel mit dem Einwandern des Signalkrebses in Steinkrebslebensräume jedoch ebenfalls verfehlt (VAEßEN & GROß 2017). Etwaige Zielkonflikte erfordern daher immer eine Einzelfallbetrachtung, die eine Abwägung aller Schutzziele beinhaltet (CHUCHOLL & BRINKER 2017).

Um die Invasion des Steinkrebsbestands in der Weißach durch den Signalkrebs zu verhindern, wurde ein Schutzkonzept erarbeitet, das auch den Bau von Krebssperren im Oberlauf beinhaltet (CHUCHOLL 2018a). Auch im Schmie-System kann der Steinkrebsbestand nur durch die Errichtung einer Wanderbarriere für Signalkrebse erhalten werden. Hier liegen allerdings noch keine konkreten Pläne vor.

In den letzten 4 Jahren wurden in Baden-Württemberg mindestens 20 Sperren gebaut und mindestens ebenso viele dürften in Planung sein. Allerdings wurde nur teilweise ihre Wirk-





samkeit überprüft (CHUCHOLL 2018a, GÜNTER & PFEIFFER 2018a, PFEIFFER 2018). Im Heilbronner Land an der Bottwar ist es durch den Bau von Krebsperren nachweislich gelungen, Steinkrebsbestände dauerhaft über mehrere Jahre vor eindringenden Signalkrebse und der Krebspest zu schützen (CHUCHOLL 2018b).

Der Bau einer wirksamen Sperre ist allerdings nicht trivial und erfordert häufig mehr Aufwand als auf den ersten Blick angenommen. Um eine zuverlässige Barrierewirkung auch bei unterschiedlichen Wasserständen zu gewährleisten sind alle Verbreitungsmöglichkeiten der Flusskrebse zu berücksichtigen. Sie sind nicht nur gute Läufer und weniger gute Schwimmer - sie sind vor allem hervorragende Kletterer und zwar zu Wasser und zu Land, die beharrlich das Ziel verfolgen ein Wanderhindernis zu überwinden. Flusskrebse, insbesondere der Signalkrebs, dürfen in ihrem Ausbreitungspotential keinesfalls unterschätzt werden.

Inzwischen stehen mehre genaue Handlungsanweisungen zum Bau von Krebsperren zur Verfügung (KRIEG & ZENKER 2016, CHUCHOLL & DÜPELMANN 2017, CHUCHOLL 2018b, GÜNTER & PFEIFFER 2018b). Aufgrund der extremen Gefährdungslage des Steinkrebses und der angesprochenen Kletterfähigkeit des Signalkrebses wird inzwischen das Prinzip der Doppelsperre präferiert. Dabei werden zwei Wanderhindernissen in Reihe geschaltet - dazwischenliegenden befindet sich eine Monitoringstrecke (VAEBEN et al. 2016, VAEBEN & GROB 2017, CHUCHOLL & DÜPELMANN 2017, CHUCHOLL 2018b). Außerdem müssen die Sperren in einem regelmäßigen Turnus und nach Hochwasserereignissen von Pflegepersonal gewartet werden (GÜNTER & PFEIFFER 2018b). Die Verortung der besten Standorte im Vorfeld, die detaillierte Planung, die meist speziellen Bauausführungen, die regelmäßige Wartung und Pflege der Anlage sowie das Monitoring durch Flusskrebsexperten kosten Zeit und Geld. Beides ist grundsätzlich rar und die Akteure im Krebschutz müssen daher oft improvisieren. Zusätzlich sind Krebsperren ein sehr junges Schutzkonzept das in der Praxis weiterentwickelt wird, wodurch unvermeidlich auch Rückschläge auftreten.

So auch an der Weißach: Die Signalkrebse haben die dort errichtete Sperre bereits überwunden und sind bis auf wenige Meter an den Steinkrebsbestand herangerückt (Stand Oktober 2020). Weitere Sperrenstandorte (die in wenigen Monaten geplant und vor allem umgesetzt werden könnten) sind nicht mehr vorhanden. Als letzte „Rettung“ bleibt die Evakuierung und Umsiedlung der verbliebenen Steinkrebse in einen neuen, geeigneteren Lebensraum.

Naturnahe, von Emissionen unbeeinträchtigte, dauerhaft wasserführende und zudem krebsepestfreie Bäche sind inzwischen schwer zu finden. Die Oberläufe fallen in den Sommermonaten zunehmend trocken und bachabwärts haben sich in den meisten Gewässersystemen des Landes inzwischen gebietsfremder Flusskrebse dauerhaft etabliert. Der Auswahl geeigneter Besatzgewässern und der Sicherung dieser neu angesiedelten Bestände kommt daher in Zukunft eine besondere Bedeutung zu (CHUCHOLL 2015).

6. Dank

Wir danken Frank Pätzold für Hinweise auf Flusskrebsvorkommen sowie Christoph Chucholl für Daten aus dem Untersuchungsgebiet und die Durchsicht des Manuskripts. Auch danken wir Christian Günter für die Erstellung der Verbreitungskarten. Besonderer Dank geht an die Gebietskennerin Marie-Luise Jaggy für ihre Hinweise auf Krebsvorkommen um Knittlingen und die Bachpaten des Anglervereins Karlsruhe Harry Faaß und Peter Neinin-





ger für die Unterstützung bei Flusskrebsnachsuchen am Kämpfelbach. Ebenfalls danken wir den Vereinen Anglerverein „Forelle“ Pfintztal e.V. und Fischer-Verein e.V. Wilferdingen sowie allen anderen mitwirkenden Pächtern für die Erlaubnis zur Reusenbefischung in ihren Pachtgewässern.

7. Literatur

- BAER, J., BLANK, S., CHUCHOLL, C., DUBLING, U. & BRINKER, A. (2014): Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse. – Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart, 64 S.
- CHUCHOLL, C. & DEHUS, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen, 92 S.
- CHUCHOLL, C. (2012): Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis*. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*: 404, 22 S.
- CHUCHOLL, C. (2015): Arche-Populationen für heimische Flusskrebse in Baden-Württemberg. Abschlussbericht. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg. 49 S.
- CHUCHOLL, C. (2018a): Konzeption von Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs im Esselbach bei Knittlingen. Gutachten im Auftrag der Fischereibehörde am Regierungspräsidium Karlsruhe. *Eco Surv.* 20 S.
- CHUCHOLL, C. (2018b): Artenschutz durch Krepssperre. 1. Auflage, LFVBW GmbH, Stuttgart, 23 S.
- CHUCHOLL, C. & BRINKER, A. (2017): Der Schutz der Flusskrebse – ein Leitfaden. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart, 84 S.
- CHUCHOLL, C. & DÜPELMANN, C. (2017): Erstellung einer Expertise zu Krepssperren und alternativen Schutzmaßnahmen für den Steinkrebs. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Abteilung Naturschutz, 37 S.
- CHUCHOLL, C. & SCHRIMPF, A. (2016): The decline of endangered stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in southern Germany is related to the spread of invasive alien species and land-use change. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26: 44-56.
- FFH-Richtlinie: (Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) vom 21. Mai 1992, Anhang II, 44 S.
- FIKA: Fischartenkataster der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. Argenweg 50/188085 Langenargen, Tel.: 07543-93080.
- GÜNTER, C. & PFEIFFER, M. (2018a): Evaluation der Krepssperren – Modellprojekt Krepssperren zum Schutz von Dohlenkrebs- und Steinkrebsbeständen – Abschlussbericht (Büro gobio), Auftraggeber Regierungspräsidium Karlsruhe, Referat 56, Schlossplatz 1-3, 76247 Karlsruhe. 62 S.
- GÜNTER, C. & PFEIFFER, M. (2018b): Handlungsleitfaden – Modellprojekt Krepssperren zum Schutz von Dohlenkrebs- und Steinkrebsbeständen in den Regierungsbezirken Karlsruhe und Freiburg. Auftraggeber: RP Karlsruhe, Referat 56, Schlossplatz 1-3, 76133 Karlsruhe. 10 S.
- KRIEG, R. & ZENKER, A. (2016): Merkblatt Krepssperren: Konstruktion und Erfahrungen. *Forum Flusskrebse* 25, S. 12-17.
- PÄRVULESCU, L., PACIOGLU, O., HAMCHEVICI, C. (2011): The assessment of the habitat and water quality requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) and noble crayfish (*Astacus astacus*) species in the rivers from the Anina Mountains (SW Romania). *Knowl. Manag. Aquatic Ecosyst.*: 401, 12 S.
- PFEIFFER, M. & TROSCHER, H.-J. (2007): Verbreitung nicht heimischer Flusskrebse am Oberrhein zwischen Karlsruhe und Freiburg. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V.*, Band 20, Heft 1, S. 159-171. Freiburg i.Br.
- PFEIFFER, M. (2008): Übersichtskartierung Flusskrebse, insbesondere Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) im Nordschwarzwald (Alb, Bühl, Enz, Eyach, Glatt, Murg, Kinzig, Nagold, Ne-



ckar, Oos, Wolf). Gutachten im Auftrag des Landesfischereiverbands Baden und des Regierungspräsidiums Karlsruhe, Abteilung 3, Fischereibehörde, 46 S.

PFEIFFER, M. (2014): Stichprobenhafte Erfassung des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart, Referat 56, Ruppmannstr. 21, 70565 Stuttgart. 87 S.

PFEIFFER, M. (2015): Detailkartierung und Maßnahmenkonzeption zum Schutz des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis. Auftraggeber: Regierungspräsidium Stuttgart, Referat 56, Ruppmannstr. 21, 70565 Stuttgart. 75 S.

PFEIFFER, M. (2017): Schutz des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis und östlichen Land- und Stadtkreis Heilbronn. Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung 2017. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart, Referat 56, Ruppmannstr. 21, 70565 Stuttgart. 72 S.

PFEIFFER, M. (2018): Schutz des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis. Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung 2018. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart, Referat 56, Ruppmannstr. 21, 70565 Stuttgart. 63 S.

PFEIFFER, M. (2019): Schutz des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*, SCHRANK 1803) im Hohenlohekreis. Maßnahmenplanung und Maßnahmenumsetzung 2019. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Stuttgart, Referat 56, Ruppmannstr. 21, 70565 Stuttgart. 64 S.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM STUTTGART (2011): Pflege- und Entwicklungsplan für das FFH-Gebiet 7018-341 „Stromberg“ mit EU-Vogelschutzgebiet (VSG) 6919-441 „Stromberg“ und VSG 7018-401 „Weiher bei Maulbronn“ ARGE Planungsgruppe Stromberg, Büro FABION, Würzburg, Büro Faust Landschaftsarchitekten, Karlstadt, Büro Bischoff & Partner, Limburg.

REINHARDT, M. (2017): Kartierung von Flusskrebsvorkommen im südlichen Kraichgau und Nordschwarzwald. Untersuchungsbericht für das Regierungspräsidium Karlsruhe, Abteilung 3, Referat 33 Fischereibehörde, 13 S.

TAYLOR, C.A. (2002): Taxonomy and Conservation of native Crayfish stocks. – In: Holdich, D. M. (Hg.): Biology of Freshwater Crayfish. School of Life and Environmental Science, University of Nottingham, Kap.6, 236-257, Blackwell Science Ltd. Oxford.

TROSCHER, H.-J. (1993): Vorkommen und Sicherung der Krebsbestände im Südwesten Baden-Württembergs. Gutachten für die Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. Langenargen 82 S.

VAEBEN, S., GROB, H. (2017): Krebssperren und die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Natur und Landschaft. 92. Jahrgang. Heft 11. S.511-515.

VAEBEN, S., GROB, H., NOWAK, M. (2016): Konzepte zum Schutz des Edelkrebses vor dem Signalkrebs. Forum Flusskrebse 25, S. 18-35.

WALDMANN, B. (2019): Flusskrebse in Deutschland – Aktueller Stand der Verbreitung heimischer und invasiver gebietsfremder Flusskrebse in Deutschland – Überblick über die erfolgten Schutzmaßnahmen und den damit verbundenen Erfahrungen – Vernetzung der Akteure im Flusskrebschutz. Masterarbeit an der Universität Koblenz-Landau, Abteilung Ökotoxikologie und Umwelt, 124 S.

WRRL 2005: Bestandsaufnahme Wasserrahmenrichtlinie Teilbearbeitungsgebiet 34 Murg – Alb, Regierungspräsidium Karlsruhe, 72 S.

Mündliche Angaben:

Frank Pätzold (Pätzold Gewässerökologie), Winzerstr. 50, 76532 Baden-Baden, Christoph Chucholl, LAZBW – Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Argenweg 50/1, 88085 Langenargen



Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.06	Seiten 139-168	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	----------------	------------------------------------

Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) am südlichen Oberrhein in Baden (D) und im Elsaß (F): Standort, Vegetation, Populationsentwicklung

STEPHAN ALEXANDER GRÄBER¹, LAURA KATHRIN STEINEGGER¹,
HELMER SCHACK-KIRCHNER², WINFRIED MEIER¹,
REINHARD ZIMMERMANN³, ALBERT REIF¹

Zusammenfassung

Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) ist eine stark gefährdete Strauchart der Furkationszone mit Schwerpunkt in den Gebirgen Europas. Für Baden-Württemberg galt sie als ausgestorben, jedoch überlebte die Art dort in wenigen aktiv ausgebeuteten Kiesgruben am Oberrhein einschließlich der angrenzenden Niederterrasse im Elsaß (Frankreich). Daher war es eine große Überraschung, als im Jahr 2018 eine sehr junge Population der Deutschen Tamariske in einer 2016 ausgekierten „Tieferlegungsfläche“ zur Schaffung eines Hochwasser-Rückhalteraums entdeckt wurde. Dieser Rückhalteraum ist ein Bestandteil des sog. „Integrierten Rheinprogramms“, mit dem das Land Baden-Württemberg Rheinanlieger unterhalb der Staustufe Iffezheim vor Schäden durch ein bis zu 200-jährliches

¹ Stephan Gräber, Laura K. Steinegger, Dr. Winfried Meier, Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif, Universität Freiburg, Professur für Standorts- und Vegetationskunde, Tennenbacher Str. 4, 79085 Freiburg im Breisgau. E-Mail: albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de

² Dr. habil. Helmer Schack-Kirchner, Universität Freiburg, Professur für Bodenökologie, Bertoldstr. 17, 79085 Freiburg. E-Mail: helmer.schack-kirchner@bodenkunde.uni-freiburg.de

³ Dipl.-Agr.Biol. Dr. Reinhard Zimmermann, 17 Grand'Rue, F-68600 Geiswasser. E-Mail: reinhard.zimmermann@sfr.fr





Hochwasser schützen will und zugleich aueähnliche Ökosysteme wiederherstellen will. Die vorliegende Studie beschreibt die jüngere Entstehungsgeschichte, die Standorte, die Populationsstruktur und die Begleitvegetation von drei Populationen der Deutschen Tamariske am Südlichen Oberrhein.

Schlüsselwörter

Aue, Pioniergebüsch, Kiesgrube, Sukzession

Abstract

The German tamarisk (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) at the southern Upper Rhine river in Baden (Germany) and Alsace (France): Sites, vegetation, population structure.

German tamarisk (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) is a critically endangered shrub species of braided river zones in Europe. Despite it was believed to be extinct in the federal state of Baden-Württemberg, it survived in very few actively mined gravel pits along the Upper Rhine river, including the adjacent Alsace region of France. In 2018 it was a big surprise to detect a less than 2 years old population of this species in an actively created water retention area. This retention area is part of the so-called „Integrated Rhine Programme” of the federal state of Baden-Württemberg. It aims at providing safety for the areas downstream of the barrage “Iffezheim” against flooding with a likelihood of 200 years, and secondly at restoring or re-creating near-natural alluvial (forest) ecosystems. The present study describes the stand histories, the sites, the population structure and vegetation pattern of three populations of German tamarisk along the southern Upper Rhine river.

Keywords

Riparian ecosystems, pioneer shrubland, gravel pit, succession

Résumé

Le tamarin allemand (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) dans le sud du Haut-Rhin dans la région de Bade (Allemagne) et en Alsace (France) : habitats, végétation et développement de la population.

Le tamarin allemand est une espèce de buisson vulnérable, que l'on trouve au croisement des courants rapides, particulièrement dans les régions montagneuses d'Europe. En Bade-Wurtemberg on croyait l'espèce disparue, pourtant elle a survécu dans quelques gravières moins exploitées comme dans la région voisine la Basse Terrasse alsacienne (France). C'est pour ça, qu'il fut très étonnant de découvrir en 2018 une jeune population de tamarin allemand dans une zone, qui avait été creusée en 2016 pour assurer la rétention des crues. Cette zone de rétention des crues fait partie du « programme Rhin intégré », un programme du Land Bade-Wurtemberg, dont les objectifs sont, d'une part, la sauvegarde et la renaturation des zones alluviales et d'autre part, la protection contre les crues (inondations) et reconstruction d'un écosystème. Cette étude décrit le développement récent, les habitats, les structures de population et les végétations accompagnatrices de trois populations de tamarin allemand dans le sud du Haut-Rhin.

Mots-clés:

zones alluviales, buissons pionnier, gravières, succession





1. Einleitung

Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.), auch Rispelstrauch genannt, ist eine der seltensten und am meisten gefährdeten Pflanzenarten Deutschlands. In der Roten Liste gefährdeter Pflanzenarten Deutschlands ist die Deutsche Tamariske in der Kategorie „vom Aussterben bedroht“ aufgeführt. Sie hat nur wenige Fundpunkte und der langfristige Bestandstrend zeigt einen starken Rückgang (vgl. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1996, S. 98; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018, S. 87).

In Frankreich ist die Art in der nationalen Roten Liste der Gefäßpflanzen als wenig gefährdet eingestuft. Sie tritt hier vor allem in den Alpen (EGGER et al. 2019) und dem Vorland, in den Pyrenäen und auch im Oberrheingraben auf (vgl. MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE 2019). Die Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen im Elsass weist *Myricaria germanica* als bedroht auf, sie ist nur auf beschränktem Gebiet anzutreffen (vgl. VANGENDT et al. 2014).

Aufgrund ihrer spezifischen Lebensraumsansprüche ist die Deutsche Tamariske eine Indikator- und Leitart für ökologisch intakte Fließgewässer der Furkationszone der Auen der Flüsse der Gebirge und ihres Vorlandes (vgl. KAMMERER 2003; EGGER et al. 2010).

Mit ihrem Verschwinden geht auch ein Verlust von Arten einher, die sich auf diese Pflanze spezialisiert haben, so der Tamariskenzünsler (*Merulempista cingillella* (ZELLER 1846)), der sich oligophag an der Tamariske ernährt (HUEMER & ERLEBACH 1996). Dieser gilt als in Deutschland verschollen oder ausgestorben (BINOT-HAFKE et al. 2011).

Ursache des starken Rückganges dieser Art sind Flußregulierungen und Kraftwerksbau, welche die Flussmorphologie und die Standortbedingungen erheblich verändern (TÜMMERS 1999; MÜLLER 1995; GEILER & LANGE o.J.; JUSZCZYK et al. 2020). Auch der Rhein war im 19. und 20. Jahrhundert betroffen: Auf der Strecke zwischen Basel und Iffezheim sind im Vergleich zum Zustand um das Jahr 1800 nur 1-2 % der Flächen als mehr oder weniger intakte Auenbiozöten verblieben (BOSTELMANN 2004).

Heute ist das Vorkommen der Deutschen Tamariske in Deutschland auf die Alpen und das Alpenvorland beschränkt. Der FFH-Lebensraumtyp 3230 „Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica*“ ist heute der seltenste deutsche Lebensraum. Bedeutsame Vorkommen sind noch an der Oberen Isar und am Halblech in Bayern vorhanden (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019; HARZER et al. 2018). Daher trägt für Deutschland vor allem Bayern die Verantwortung für diese Lebensräume mit ihren stark gefährdeten Arten (MÜLLER et al. 2019).

In Baden-Württemberg galt die ehemals in den Auen am Flusslauf des Rheins weit verbreitete Art bis 2018 als ausgestorben. Unbeständige Vorkommen waren und sind jedoch noch an anthropogen gestörten Standorten in wenigen Kiesgruben zu finden (vgl. BREUNIG & DEMUTH 1999; JÄGER 2017; TREIBER 2003). Bei einer Routinekontrolle der Vegetationsentwicklung in einem 2017 bereits teilweise fertiggestellten Rückhalteraum bei Neuenburg a. Rhein entdeckte Reinhard Zimmermann im November 2018 eine neu etablierte Population dieser Art am Südlichen Oberrhein (Abb. 1). Die Fläche wurde im Rahmen des Integrierten Rheinprogramms zur Wiederherstellung von Hochwasserschutz und Wiederherstellung auenähnlicher Ökosysteme auf deutscher Rheinseite als Teilfläche des Wasserrückhalte-





raums Weil-Breisach Abschnitt 3 ausgekieset und dadurch tiefer gelegt (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2016). Diese wird seit Abschluss der ersten Bauarbeiten bei Hochwasser natürlich überflutet und dient damit als Retentionsraum.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist Erfassung von Standort, Populationsstruktur und Vergesellschaftung von *Myricaria germanica* am Südlichen Oberrhein (Baden und Elsaß). Daraus ergeben sich Hinweise auf den Erhaltungszustand der Population und ihre Entwicklungstendenzen. Hierzu werden die Parameter Größe, Anzahl blühender Triebe, Vitalität, Verbiss sowie die Begleitvegetation dokumentiert und analysiert. Die weitere Entwicklung der Bestände an diesen Standorten und Optionen zum Erhalt der Art werden diskutiert.



Abb. 1: Eine etwa 2m hohe Tamariske im Hochwasser-Rückhalteraum bei Neuenburg a. Rhein im November 2018 zum Zeitpunkt der Entdeckung dieser neuen Population am Südlichen Oberrhein. Man erkennt den von pflanzlicher Konkurrenz freien Wuchsort auf grobkiesigem Untergrund. Im Mittelgrund haben sich Weiden und Pappeln auf Flächen mit Feinsediment-Ablagerungen angesiedelt. Foto: © Reinhard Zimmermann.





2. Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.)

2.1 Morphologie

Die folgende Beschreibung beruht auf den Arbeiten von BROGGI (2013); HEGI (1926); KUDRNOVSKY (2013), KUDRNOVSKY & HÖBINGER 2014, 2015; LENER (2011); LENER et al. (2013); EGGER et al. (2017); JÄGER (2017).

Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) gehört zur Familie der Tamaricaceae. Die Gattung *Myricaria* umfasst 13 Arten mit einer Verbreitung von Ost-Asien bis West-Europa (KUDRNOVSKY 2013). Die überwiegende Mehrheit der Arten findet sich in der montanen bis subalpinen Stufe Zentral-Asiens.

Die Deutsche Tamariske ist ein bis zu 2,5 m hoher, immergrüner Strauch. Im Bereich der Furkationszone der Gebirgsflüsse Mitteleuropas bildet er in kiesreichen, dynamischen Flusssauen Pioniergebüsche, die dem Grauerlen-Wald vorgelagert sind. In direkter Bodennähe verzweigen sich die langen Äste basal mit aufrechten rutenartigen, gelbgrünen bis rotbraunen Ästen. Die Laubblätter sind graugrün, circa zwei bis fünf mm groß und dachziegelartig an den Ästen ausgebildet. Blütenstände werden endständig an den Hauptästen, auf acht bis zehn cm langen Stielen, als einfach oder rispig verzweigte Trauben gebildet. Die Blüten bestehen meist aus fünf hellrosa bis weiß gefärbten Kronblättern.

Die Blütezeit ist je nach Höhenlage unterschiedlich, sie erstreckt sich von Mai/Juni bis August/September, wobei im Spätsommer oft eine zweite Blüte folgt. Die unteren Blüten entfalten sich zuerst, die oberen kontinuierlich danach (Abb. 2). Die Bestäubung erfolgt durch Insekten oder Selbstbestäubung.

Die Samen weisen einen gestielten Haarschopf auf, der eine gute Wind- und Wasserverbreitung ermöglicht. Eine vegetative Ausbreitung durch Sprosssteile ist ebenfalls möglich. Unter günstigen Bedingungen keimen die Samen außerordentlich schnell.

Über das maximale Alter der Pflanzen gibt es in der Literatur unterschiedliche Angaben. Das Alter ist abhängig von der Dynamik der Fließgewässer und von dem Überwachsen durch höherwüchsige Arten. Nach BROGGI (2013) erreicht die Deutsche Tamariske ein Alter von zehn bis 15 Jahren, nach KUDRNOVSKY & HÖBINGER (2015) bis zu 30 Jahren, und bei HEGI (1926) wird auf ein Exemplar von mindesten 70 Jahren hingewiesen.



Abb. 2: Tamariskenzweig mit Blütenstand (oben) und Samenstand (unten). Foto: © Stephan Gräber.





2.2 Ökologie

Die Charakterisierung der Ökologie der Deutschen Tamariske basiert auf den Arbeiten von BILL (2001); BILL et al. (1997); BROGGI (2013); HEGI (1926); KAMMERER (2003); KUDRNOVSKY (2005), KUDRNOVSKY & HÖBINGER 2014, 2015; LANDMANN (2013); LENER et al. (2013); LEHNER et al. (2013); EGGER et al. (2010); PETUTSCHNIG (1994); SCHEIBER & SCHLETTERER (2008).

Die Art ist als Pionierpflanze optimal an Flussalluvionen mit verlagertem Flusskies angepasst, an denen häufig Hochwasserereignisse mit schneller Fließgeschwindigkeit und Substratverlagerung auftreten. Sie wurzelt tief und hat biegsame Äste, was es ihr ermöglicht, auch bei reißenden Hochwässern nicht mitgerissen zu werden. An diesen Standorten kann die Art sich aufgrund ihrer hohen vegetativen Regenerationskraft gegen konkurrierende Weiden und Pappeln behaupten (BILL et al 1997). Oftmals kommt sie herdenbildend oder zerstreut auf offenen und zeitweise von Hochwasser stark überfluteten, dann wieder stark ausgetrockneten Kies- und Sandbänken vor. Seltener ist sie auf Sand- oder Sekundärstandorten entlang von Bahndämmen, Kiesgruben, Seeufern und lehmigen Wegböschungen anzutreffen.

Die Deutsche Tamariske gilt als Charakter- und Indikatorart der Pioniergehölze von Gebirgsflüssen. Entwickelt sich die Sukzession durch Ausbleiben von Störungen weiter, so wird die Tamariske von konkurrenzstärkeren Pflanzen überwachsen.

Die Früchte der Deutschen Tamariske verfügen über keinerlei Nähr- und Speichergewebe, weswegen ihre Keimfähigkeit von begrenzter Dauer ist. Um eine erfolgreiche Etablierung zu gewährleisten ist ein feines Zusammenspiel aus Umlagerung und feinsedimentreichen Substraten mit gewisser Feuchtigkeit und genügend Licht notwendig. Solche lichten und offenen Standorte dürfen jedoch in der Etablierungsphase nicht von allzu starken Überschwemmungen betroffen sein, um nicht bei bereits geringem Hochwasser zerstört zu werden. Adulte Exemplare sind sehr widerstandsfähig und können kiesige Auflandungen von 20 bis 25 cm durchwachsen. Insgesamt ist die Art sehr lichtbedürftig und daher konkurrenzwach, besitzt aber eine außerordentliche Resistenz und Regenerationsfähigkeit gegenüber auch schnell fließendem Hochwasser.

2.3 Verbreitung und Vorkommen

In Europa existieren Vorkommen der Deutschen Tamariske in Wildflusslandschaften der Karpaten, der Alpen und der Pyrenäen. In Deutschland war die Art noch im 19. Jahrhundert in naturnahen Auen der Alpen und Voralpen verbreitet (Abb. 3) (MOOR 1958). In der Oberrheinebene kam *Myricaria germanica* bis 1880 bis oberhalb von Ludwigshafen häufig auf den Rheininseln vor und auf französischer Seite des Rheins einst bis nach Strassburg (HEGI 1926).

Auch heute gibt es in der Oberrheinebene zwischen Neuenburg und Colmar immer wieder Meldungen zu Fundorten von *Myricaria germanica* (vgl. INVENTAIRE NATIONAL DU PATRIMOINE NATUREL 2019). Auf der französischen Rheinseite war eine Population in einer Kiesgrube in Kunheim seit Jahrzehnten bekannt (KRAUSE 1975) und wurde für 1990 bestätigt (TREIBER 2003). Seit dem Jahr 1998 ist das Vorkommen in Sainte-Croix-en-Plaine dokumentiert (TREIBER 2003). 2013 wurde eine Beobachtung in der Kiesgrube Holcim in Herlisheim bei Colmar



dokumentiert, eine weitere in der Kiesgrube Holcim in Hirtzfelden (CHRISTIAN RUST, pers. Mitt. 2.9.2019).

Von der baden-württembergischen Rheinseite wurden von 1970 bis 2019 drei Vorkommen gemeldet (NATURKUNDE MUSEUM STUTTGART 2019), so für das Jahr 1999 in einer Kiesgrube bei Hartheim (TREIBER 2003). Eine junge Population (Stand 2019) gibt es in der Kiesgrube in Burkheim. Ebenfalls bekannt ist ein großes Vorkommen in der Kiesgrube von Bremgarten (ANJA GÖRGER, pers. Mitt. 19.10.2019).

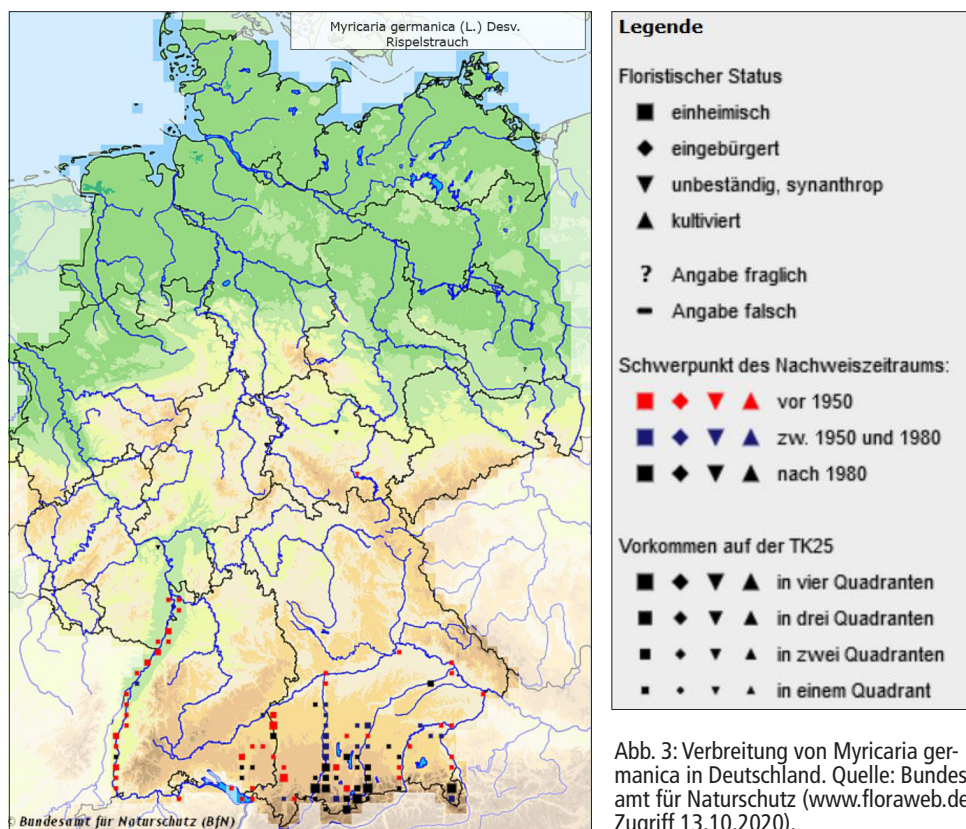


Abb. 3: Verbreitung von *Myricaria germanica* in Deutschland. Quelle: Bundesamt für Naturschutz (www.floraweb.de, Zugriff 13.10.2020).

3. Methode

3.1 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Vorkommen der Deutschen Tamariske liegen im Oberrheingraben, damit im Südwesten Deutschlands und im Osten Frankreichs. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei circa 10 °C, die durchschnittlichen Niederschlagsmengen liegen zwischen 650 mm und 750 mm (OBERRHEINISCHE UNIVERSITÄTEN 1996). Die Geologie und die Böden sind gekennzeichnet durch die Alluvionen des Rheins. In den Kiesen findet sich eine große Anzahl verschiedener Gesteine aus dem Einzugsgebiet. Die Bodenchemie wird geprägt durch den hohen Anteil an Kalken.

In dieser Studie wurden Vorkommen der Deutschen Tamariske an insgesamt drei Standorten und Populationen untersucht (Abb. 4). Diese liegen in dem Auskiesungsbereich des „Integrierten Rheinprogramms“ nördlich von Neuenburg sowie in den Kiesgruben bei Niederhergheim (Elsaß) und Bremgarten (Baden).

3.1.1 Auskiesungsfläche bei Neuenburg

Die untersuchte Population der Deutschen Tamariske liegt etwa einen Kilometer nördlich des Ortszentrums auf der Gemarkung der Stadt Neuenburg am Rhein, mit den Koordinaten $47^{\circ}50'18.46''$ N und $7^{\circ}33'50.31''$ O (Abb. 4). Das Gebiet ist im nordwestlichen Teil direkt an den Rhein angeschlossen und grenzt im Osten an die Bundesautobahn A5.

1982 vereinbarten Deutschland und Frankreich den Hochwasserschutz am Oberrhein wiederherzustellen, der durch den modernen Ausbau des Rheins ab 1927 verloren gegangen war. In Baden-Württemberg sollen dazu laut Integriertem Rheinprogramm in den Rückhalteräumen südlich von Breisach Auen-Wälder heranwachsen; diese sollen auf naturnahe Weise den Wasserabfluß verzögern und somit dazu beitragen, gefährliche Hochwasserspitzen zu vermeiden. Gleichzeitig soll am Rhein wieder eine Auenlandschaft mit reicher Tier- und Pflanzenwelt entstehen.

Dazu plant das Land Baden-Württemberg im Rahmen des Integrierten Rheinprogramms (kurz IRP), zwischen Weil a. Rhein und Breisach rechtsrheinisch 13 Hochwasserrückhaltebecken, gegliedert in 4 Bauabschnitte, in ehemaligen Auenflächen anzulegen (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT 2011).

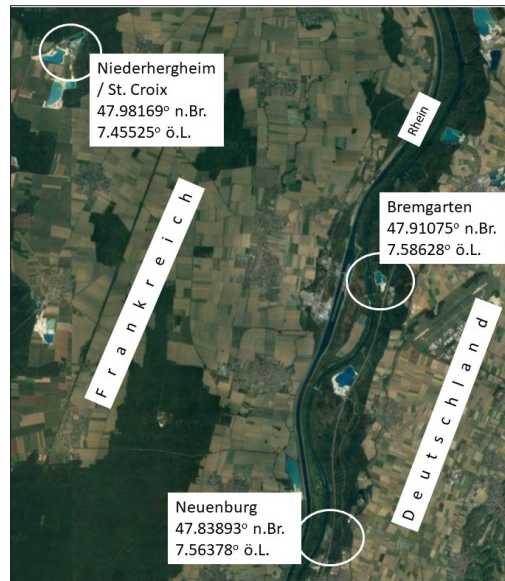


Abb. 4: Lage der drei Untersuchungsgebiete Niederhergheim / Sainte-Croix-en-Plaine (Elsaß), Bremgarten und Neuenburg, sowie ihre geographischen Koordinaten. Quelle: Google Earth 2020, verändert.



Abb. 5: Lage des Untersuchungsgebiets Neuenburg am Rhein. Quelle: Google Earth 2018, verändert.



Das Untersuchungsgebiet liegt im Bauabschnitt 3 Teilfläche 12 Mitte (REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG 2014, 2016) (Abb. 5).

Vor Beginn der Arbeiten zur Tieferlegung war das Gelände mit einem Eichen-Hainbuchenwald bedeckt, auch Birken und Wald-Kiefern kamen vor. Der Wald wurde nicht mehr regulär bewirtschaftet.

Für die Herstellung des Wasserrückhalteraums wurden ab Januar 2015 bis zur Fertigstellung im Dezember 2017 etwa sieben bis zehn Meter des ufernahen Bereiches abgetragen. Das ausgekieste Gelände wurde in drei verschiedene Höhenstufen modelliert (Abb. 6):

- in den niedrigsten Bereichen wurde ein Wall-Senken-System mit Senken und Schluten angelegt. Hier sollte sich in natürlicher Primärsukzession eine Weichholzaue mit Silber- (*Salix alba*) bzw. Rötel-Weide (*Salix alba* x *fragilis*, = *S. rubens*) entwickeln, hier etablierte sich dann auch die Tamarisken-Population;
- am südwestlichen und am östlichen Rand wurden circa einen Meter über dem mittleren Auskiesungsniveau Terrassen angelegt, auf welchen sich ebenfalls durch natürliche Sukzession ein Weichholz-Auwald mit Schwarzpappel und Lavendelweide einstellen sollte;
- im südöstlichen Teil wurde mit dem Aufbau einer ca. 3,5 m über dem Niveau der Weidenaue angelegten Hartholz-Terrasse begonnen, welche zu einem späteren Zeitpunkt im Zuge weiterer Arbeiten in der Tieferlegungsfläche fertig gestellt und aufgeforstet werden soll.



Abb. 6: Hoher Grundwasserstand im August 2016 lässt die Konturen des Wall-Senken-Systems der Weidenaue in der Teilfläche 12 Mitte deutlich hervortreten. Zu diesem Zeitpunkt der Bauunterbrechung fehlte noch der direkte Anschluss an den Rhein, so dass flussseits keine Überflutung erfolgen konnte. Die Ansiedlung der Deutschen Tamariske dürfte während dieser Phase erfolgt sein. Foto: © Reinhard Zimmermann.





Die Bauarbeiten waren in der Zeit zwischen Mitte 2016 und 2017 unterbrochen. Die Flächen der künftigen Weidenaue waren vor der Unterbrechung jedoch bereits weitgehend fertiggestellt und nach Wiederaufnahme der restlichen Arbeiten nicht mehr von Baufahrzeugen befahren worden. Die kiesig-sandigen Flächen blieben über lange Zeit nahezu vegetationsfrei, da eine direkte Verbindung zum Rhein noch nicht bestand, Nährstoff- und Sedimenteintrag daher noch nicht erfolgte und das Gelände nur bei hohen Grundwasserständen durch Qualmwasser überstaut wurde. Erst nach Herstellung einer unterstromig gelegenen Einströmöffnung zum Rhein hin konnte ab Ende 2017 sediment- und nährstoffreiches Wasser in die Fläche einströmen.

Die Einströmung beginnt, abhängig von der Wasserführung des Rheins, ab etwa 120 m³/s. Die Wasserführung des Rheins unterliegt einem von der Staustufe Kembs gesteuerten Regime, das im Sommer maximal 150 m³/s dem Rhein belässt, während der überwiegende Teil des Wassers in den Rheinseitenkanal abgeleitet wird. Erst bei erhöhter Wasserführung des Rheins – ab ca. 1400 m³/s gemessen am Pegel Rheinhalle in Basel – ist die Aufnahmekapazität des Kanals erreicht und wird der überschüssige Abfluss dem Rhein zugeleitet.

Abb. 6 und 7 zeigen am nördlichen, unterstromigen Ende des Rückhalteraus dem Anschluss an den Rhein. Bei Hochwasser kommt es ausgehend vom nördlichen Bereich der ausgekiesten Fläche zum Einströmen des Rheinwassers und zu Überflutungen, deren Höhe und Dauer von der Wasserführung des Rheins abhängen. Dabei liegt der nördliche Teil nahe dem Einströmungsbereich des Wassers im Hochwasserfall. Mit der Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit des Wassers verbunden hat dort eine verstärkte Ablagerung der vom Wasser mitgeführten feineren Bodenarten eingesetzt, vor allem Schluffe und Sande werden abgelagert. Auf diesem Substrat haben sich bis September 2019 Röteln-Weiden- und Pappelsukzessionen entwickelt, durchsetzt von Staudenfluren mit Goldrute (*Solidago gigantea*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Sumpf-Rispengras (*Poa palustris*), Feinstrahl (*Erigeron annuus*) als dominierenden Arten.

Der südliche Bereich der Auskiesungsfläche wird ebenfalls zeitweise überflutet, war jedoch seit Beendigung der Arbeiten kaum von Aufsedimentierung betroffen, da das einströmende Wasser seine Sedimente bereits im nördlichen Bereich deponiert hat. Im September 2019 waren die südlichen Flächen von Grobkies bedeckt und nur locker von Pioniergehölzen besiedelt. Im November 2018 wurden dort die ersten Exemplare von *Myricaria germanica* entdeckt. Vermutlich wurden die Samen durch Windverbreitung aus der 8 km nördlich entfernten Kiesgrube Bremgarten eingetragen. Bei sommerlichen Hochdruck-Wetterlagen herrscht tagsüber im Gebiet sehr oft ein ausgeprägter Talaufwind, mit dem die Samen transportiert worden sein könnten. Für eine ‚Ansabung‘ gibt es keinerlei Hinweise; insbesondere sprechen das unregelmäßige Verteilungsmuster der ersten Pflanzen-Funde Ende 2018 dagegen.

Im Rahmen des IRP werden künftig weitere Bauarbeiten im Abschnitt 3 des Rückhalteraus Weil-Breisach fortgeführt. Die im Süden an das Untersuchungsgebiet angrenzende Fläche soll bis 2028 ebenfalls ausgeküstet und an den Restrhein angeschlossen werden (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT 2011; MITTEILUNG DER LANDESREGIERUNG 2018).





Abb. 7: Vorkommen der Deutschen Tamariske (gelbe Punkte) sowie Lage der Probeflächen (rote Quadrate) im Tieferlegungsgebiet Neuenburg am Rhein. Quelle: Google Earth 2018, verändert. Abkürzungen: NaR = Neuenburg am Rhein (Probeflächen I bis VI).

3.1.2 Kiesgrube bei Niederhergheim

Das Untersuchungsgebiet in der Kiesgrube liegt auf den Gemarkungen der Gemeinden Niederhergheim und Sainte-Croix-en-Plaine im Département Haut-Rhin in der Region Grand-Est (früher Region Elsass) (Abb. 8). Die Probeflächen sind Teil der noch aktiv betriebenen Kiesgrube von Niederhergheim mit den Koordinaten $47^{\circ}58'32.02''$ N und $7^{\circ}26'55.24''$ O und der stillgelegten Kiesgrube von Sainte-Croix-en-Plaine mit den Koordinaten $47^{\circ}59'01.57''$ N und $7^{\circ}27'29.79''$ O. Aufgrund des aktiven Kiesabbaus konnte nur ein kleiner Bereich betreten und untersucht werden.

Das Gebiet grenzt an das Natura 2000 Schutzgebiet Forêt de la Hardt, an den Canal Vauban und an verschiedene landwirtschaftlich genutzte Felder. Der Rhein ist circa zwölf Kilometer entfernt. Das Untersuchungsgebiet Neuenburg am Rhein ist ungefähr 18 Kilometer entfernt.

Das Untersuchungsgebiet liegt in einer großen pleistozänen Schotterterrasse, die von Basel bis Marckolsheim reicht. Ursprünglich kamen dort keine Oberflächengewässer vor. Oberflächengewässer wurden erst durch Anlage mehrerer Kanäle und verschiedener Kiesgruben geschaffen (TREIBER 2003).

Insgesamt fünf Probeflächen wurden ausgewählt. Die Probeflächen NI bis NIII liegen im südöstlichen Teil der Kiesgrube Niederhergheim, SC IV und SC V befinden sich im nördlichen Bereich der Kiesgrube Sainte-Croix-en-Plaine (Abb. 9).





Abb. 8: Lage der Untersuchungsgebiete Niederhergheim (links) und Sainte-Croix-en-Plaine (rechts). Quelle: Google Earth 2018, verändert.



Abb. 9: Vorkommen der Deutschen Tamariske (gelbe Punkte) sowie Lage der Probeflächen (rote Quadrate) im Untersuchungsgebiet Niederhergheim und Sainte-Croix-en-Plaine. Quelle: Google Earth 2018, verändert. Abkürzungen: N = Niederhergheim (Probeflächen I bis V).



Der Kiesabbau erfolgte in Sainte-Croix-en-Plaine bis auf das Grundwasserniveau. Der Grundwasserflurabstand ist gering. Auf den Flächen der Kiesgrube Niederhergheim beträgt dieser circa 1,0 bis 1,2 m (vgl. JEAN-LUC HAHN, pers. Mitt. 12.09.2019).

Das Gelände der Kiesgrube Sainte-Croix-en-Plaine wurde vor dem Kiesabbau landwirtschaftlich genutzt. Stellenweise waren Trockenrasen von hohem entomologischem Wert anzutreffen (RUST 2010). Die Kiesgrube wurde circa 1980 in Betrieb genommen (vgl. JEAN-LUC HAHN, Interview, Niederhergheim, 12.09.2019). Nach dem Kiesabbau wurde die Fläche bis unter das Grundwasserniveau stillgelegt, letzte Arbeiten fanden circa im Jahr 2005 statt (RUST 2010, pers. Mitt.).

Die Kiesgrube Niederhergheim ist seit 1990 in Betrieb (JEAN-LUC HAHN, pers. Mitt. 12.09.2019). *Myricaria germanica* ist in dieser Kiesgrube seit 2010 bekannt (RUST 2010, pers. Mitt.).

Auf den Flächen kommt es regelmäßig zu Störungen durch Kiesabbau. Die letzte großflächige Überflutung aufgrund hoher Grundwasserstände fand im Jahr 2016 statt. Danach blieben größere Überflutungen aus (JEAN-LUC HAHN, pers. Mitt.).

Erste Nennungen des Vorkommens der Deutschen Tamariske mit mehreren hundert Jung- und Altpflanzen in der Kiesgrube Sainte-Croix-en-Plaine stammen aus den Jahren 1998 bis 2003 (TREIBER 2003). Diese waren auf einer Fläche von ungefähr zehn Hektar vorzufinden und kamen in schütterten Beständen und in einer Größe von 0,6 bis 1,0 m vor. Abbaubedingt stand damals grober Kies auf diesem Gelände an, der Feinboden-Anteil war niedrig. Der Grundwasserflurabstand lag damals bei 50 cm. Die Vegetation glich einer trockenen

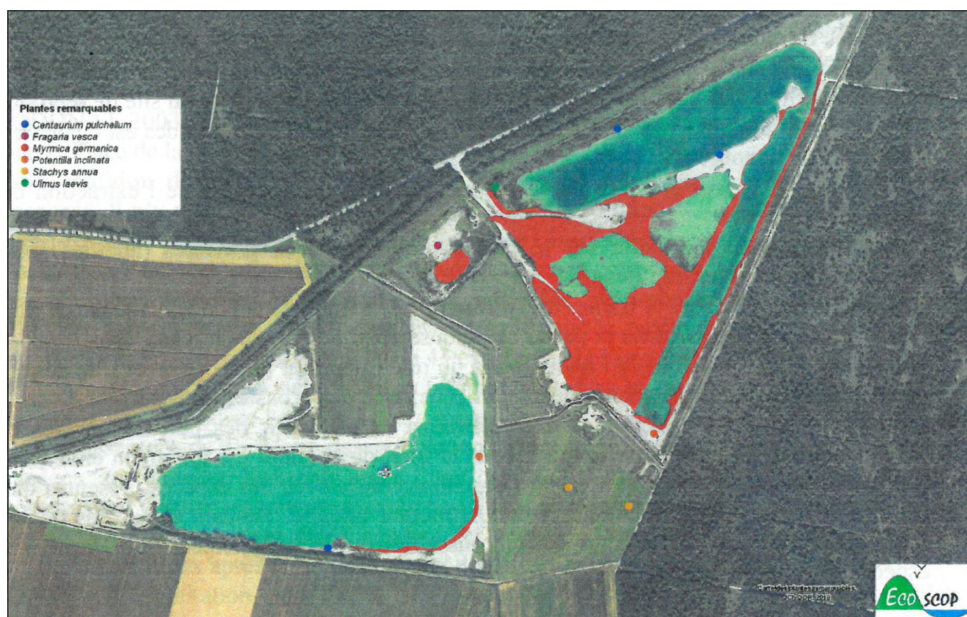


Abb. 10: Lokalisation von Vorkommen der Deutschen Tamariske (rote Flächen) sowie weiterer seltener und / oder bedrohter Arten in der Kiesgrube Niederhergheim und Sainte-Croix-en-Plaine im Jahr 2009/2010 (RUST 2010).



Ausbildung der Lavendelweiden-Tamarisken-Gebüsche. Es wird davon ausgegangen, dass es sich um eine natürliche Ansiedlung der Deutschen Tamariske und nicht um eine Anpflanzung handelte (TREIBER 2003).

Seit 2010 gibt es Beobachtungen von *Myricaria germanica* auch in der angrenzenden Kiesgrube Niederhergheim (RUST, pers. Mitt. 02.09.2019). Ihre Vorkommen im Jahr 2010 in den vereinigten Kiesgruben Niederhergheim und Sainte-Croix-en-Plaine wurde in der Studie „Réunification des gravières de Niederhergheim et de Sainte-Croix-en-Plaine (Haut-Rhin)“ kartografisch dokumentiert (RUST 2010) (Abb. 10). Damals handelte es um eine sehr große Fläche mit Vorkommen dieser Art. Die überwiegende Mehrheit der Population befand sich in der stillgelegten nordöstlichen Kiesgrube von Sainte-Croix-en-Plaine, dort in großer Anzahl im östlichen und westlichen Uferbereich (RUST, pers. Mitt.). Das Vorkommen in der Kiesgrube Niederhergheim beschränkte sich auf den südöstlichen Uferbereich.

3.1.3 Kiesgrube bei Bremgarten

Ein weiteres Untersuchungsgebiet, die Kiesgrube der Firma Knobel Kies, befindet sich etwa acht km nördlich der Auskiesungsfläche Neuenburg nahe der Autobahnausfahrt Hartheim/Heitersheim (Abb. 11). Im Westen des Gebiets grenzt der Kiefernwald nahe dem Rhein an, im Osten die Autobahn A5. Das Kieswerk ist seit 1970 in Betrieb, davor war das heutige Betriebsgelände bewaldet (HAHLEN pers. Mitt.; REINHARD 1974).



Abb. 11: Lage der Bestände von *Myricaria germanica* (weiß) und Plots zur Vegetationsaufnahme und Korngrößenverteilung (bunt) in der Kiesgrube Bremgarten. Quelle: Google earth (2019), verändert. Abkürzungen: BR = Bremgarten (Probeflächen I bis IV).





Die Deutsche Tamariske kommt auf mehreren ausgekiesten Flächen vor (Bereiche I bis V, Abb. 11).

Das größte Vorkommen lag südlich des Kieseesees im Bereich eines ehemaligen Trockenabbaugebiets, auf dem die Abbautiefe ca. fünf Meter betrug (HAHLEN pers. Mitt.). Die Vegetation besteht zum größten Teil aus Gebüsch und Pioniergrasvegetation. Häufig kommt Losung von Schalen- und Niederwild vor. Die starken Verbißsschäden sind auf Rehwild zurückzuführen (HAHLEN pers. Mitt., PRIEN 1997). Das Gebiet wird durchschnitten von einem nur mehr gelegentlich genutzten Weg. In der Mitte des Weges kommen wenige kleinere Individuen von *Myricaria germanica* vor. Weitere Individuen fanden sich an mehreren Stellen im Ufernahen Bereich (Abb. 11).

3.2 Methodik

3.2.1 Vegetation

Die Vegetation wurde auf jeweils 4x4 m großen Probeflächen aufgenommen, die das standörtliche Spektrum der Population widerspiegeln und die mindestens ein Individuum der Deutschen Tamariske beinhalten. Die Positionierung der Probeflächen orientierte sich an der jeweils größten Deckung und Dichte von *Myricaria*. Auf den Probeflächen wurden alle vorkommenden Gefäßpflanzen mit der modifizierten Braun-Blanquet-Skala aufgenommen (DIERSCHKE 1994):

- 5: Mehr als 75 % der Fläche bedeckend, Individuenzahl beliebig.
- 4: 51 – 75 % der Fläche bedeckend, Individuenzahl beliebig.
- 3: 26 – 25 % der Fläche bedeckend, Individuenzahl beliebig.
- 2 b: 16 – 25 % der Fläche bedeckend, Individuenzahl beliebig.
- 2 a: 5 - 15 % der Fläche bedeckend, Individuenzahl beliebig.
- 2 m: < 5 % bedeckend, > 50 Individuen.
- 1: 1 - 5 % der Fläche bedeckend, viele Individuen (6 - 50).
- +: < 1 % der Fläche bedeckend, wenige Individuen (2 - 5).
- R: Deutlich unter 1 % der Fläche deckend, ganz vereinzelt Vorkommen (meist ein Exemplar).

Um die Bestandesstruktur und das Verjüngungspotential der Populationen der Deutschen Tamariske zu erfassen, wurden alle Individuen erfasst und Größenklassen zugeordnet. Zur Ermittlung der Schwellenwerte zwischen den Größenklassen wurde die Höhe von 50 Referenzindividuen auf der Auskiesungsfläche Neuenburg gemessen. Dabei betrug die Größe des kleinsten Individuums 6 cm und die des größten 285 cm. Aufgrund der Verteilung der gemessenen Höhen, sowie der morphologischen Eigenschaften wurde die folgende Untergliederung gewählt (Tab. 1):

Die Einschätzung der Vitalität der Individuen erfolgte nach der Skala von Murmann-Kristen in DIERSCHKE (1994) in 5 Klassen (sehr schwach, sich nicht vermehrend; geschwächt und kümmerlich; geschwächt und kümmerlich durch sichtbare Schäden; normal; überaus kräftig)

Zur Charakterisierung der Reproduktionsfähigkeit wurde die Anzahl der blühenden bzw. fruchtenden Triebe erfasst (Klasse 1: keine blühenden Triebe vorhanden; Klasse 2: Nur sehr



vereinzelt (<20) blühende Triebe; Klasse 3: 21 bis circa 400 blühende Triebe; Klasse 4: > 400 blühende Triebe).

Der Wildverbiss wurde in vier Kategorien eingeteilt (Klasse 1: Kein Verbiss; Klasse 2: Leichter Verbiss – bis zu 25 % aller Triebe verbissen; Klasse 3: Mittlerer Verbiss – 25 bis 50 % aller Triebe verbissen; Klasse 4: Starker Verbiss – 50 bis 75 % aller Triebe verbissen; Klasse 5: Sehr starker Verbiss – über 75 % aller Triebe verbissen).

3.2.2 Bodenanalyse

Auf jedem Untersuchungsgebiet wurden auf zwei Probeflächen Serienbestimmungen mit jeweils fünf Proben des Oberbodens durch Ausheben von 20 cm x 20 cm x 20 cm großen Gruben durchgeführt (HARTGE & HORN 2009). Das Material, das ausgehoben wurde, wurde nach AD-HOC-AG BODEN (2005) in Steine (Durchmesser ≥ 63 mm), Grobkies (Durchmesser ≥ 2 mm, <63 mm) und feineres Material aufgeteilt. Die Korngrößen-sortierung der sehr sandigen Böden erfolgte mittels der Siebanalyse (AUGNER 2011). Fünf Korngrößenfraktionen wurden unterschieden (AD-HOC-AG BODEN 2005; STAHR et al. 2016) (Tab. 2).

Tab. 1: Abgrenzung der Größenklassen der *Myricaria germanica* Individuen und ihre Merkmale.

Größenklasse (GK)	Merkmale
GK 1: < 20 cm	In diesem Jahr gekeimt, ohne Blüten
GK 2: 20 - 50 cm	Mindestens einjährig, ohne Blüten
GK 3: 51 - 90 cm	Mehrjährig, teilweise bereits blütenbildend
GK 4: 91 – 130 cm	Mehrjährig, in der Regel blütenbildend
GK 5: 131 – 170 cm	Mittelgroße Pflanze, kann recht kräftig blühen
GK 6: 171 – 210 cm	Fast ausgewachsene Pflanze, kann kräftig blühen
GK 7: > 210 cm	Ausgewachsene Pflanze, kann außerordentlich kräftig blühen

Tab. 2: Definition der Korngrößenfraktionen.

Korngrößenfraktion	Größe in mm
Feinboden	< 2
Feinkies	2 - 6,3
Mittelkies	6,3 - 20
Grobkies	20 - 63
Steine	> 63

4. Ergebnisse

4.1 Überblick

Die drei untersuchten Populationen der Deutschen Tamariske enthielten jeweils eine relativ große Zahl von Individuen der Deutschen Tamariske (Tab. 3). Die Vergesellschaftung ist in der Vegetationstabelle (Tab. I, im Anhang) dargestellt.

4.2 Population bei Neuenburg

Die Population von *Myricaria germanica* in der Auskiesungsfläche bei Neuenburg umfasste im Jahr 2019 insgesamt 1101 Individuen (Abb. 7). Der Ausbreitungsschwerpunkt lag hauptsächlich im südlichen Bereich und dort in dem am tiefsten gelegenen Wall-Senken-System der Fläche. Wenige Exemplare hatten sich etwas weiter nördlich und im östlichen Randgebiet der Auskiesungsfläche angesiedelt.

Tab. 3: Überblick über die Größe und Struktur der drei untersuchten Populationen.

	Neuenburg	Niederhergheim/ St.Croix	Bremgarten
Anzahl Probeflächen	6	5	5
Zahl der Individuen	1101 Individuen	169 Individuen	2187 Individuen
Anteil (Anzahl) Individuen bis 20 cm	44 % (482 Individuen)	4 % (7 Individuen)	8 % (179 Individuen)
Anteil (Anzahl) Individuen 21 bis 50 cm	40 % (441 Individuen)	5 % (8 Individuen)	50 % (1084 Individuen)
Anteil (Anzahl) Individuen 51 bis 90 cm	14 % (151 Individuen)	25 % (42 Individuen)	22 % (489 Individuen)
Anteil (Anzahl) Individuen 91 bis 130 cm	1 % (6 Individuen)	20 % (34 Individuen)	7 % (149 Individuen)
Anteil (Anzahl) Individuen 131 bis 170 cm	<1 % (3 Individuen)	22 % (38 Individuen)	5 % (112 Individuen)
Anteil (Anzahl) Individuen 171 bis 210 cm	<1 % (10 Individuen)	15 % (26 Individuen)	5 % (102 Individuen)
Anteil (Anzahl) Individuen über 210 cm	<1 % (8 Individuen)	8 % (14 Individuen)	3 % (72 Individuen)

Populationsentwicklung

Die in 2019 neu angesamten Jungpflanzen (482 Individuen) repräsentieren 44 % des gesamten Bestandes (Abb. 12). Weitere 40 % (441 Individuen) waren zwischen 21 cm bis 50 cm groß. 14 % (151 Individuen) entfielen auf die Kategorie 51 bis 90 cm. Lediglich rund 2,5 % (27 Individuen) erreichten eine Wuchshöhe über 91 cm.

Die Population wurde von Jungpflanzen mit einer Größe unter 50 cm dominiert (88% der Individuen). Die kleinsten Individuen (bis 20 cm) erschienen vital und wiesen bereits vereinzelt blühende Triebe

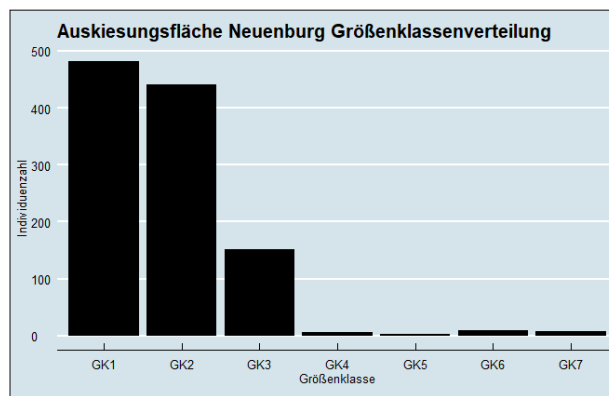


Abb. 12: Auskiesungsfläche Neuenburg 2019: Individuenzahl und ihre Verteilung auf sieben Größenklassen.



auf. In ähnlicher Anzahl trat die Größenklasse 21 cm bis 50 cm auf. Die Individuen erschienen ebenfalls vital, wiesen vereinzelt Blütenstände auf, waren jedoch stark verbissen. Ein starker Verbiss war auch an den Individuen mit einer Größe zwischen 51 und 130 cm zu erkennen. Diese wiesen nur vereinzelt blühende Triebe auf und erschienen merklich geschwächt. In NEU I gab es 8 Individuen der Größenklasse 3, nur eines davon hatte einen blühenden Trieb. Aus der größten Klasse gab es auf dieser Probefläche ein Exemplar, das 383 blühende Triebe aufwies.

Vegetation

Die Probeflächen der Auskiesungsfläche Neuenburg wurden anhand folgender Kriterien ausgewählt, um das Spektrum des *Myricaria*-Vorkommens abzubilden (Tab. I/1-6):

- Plot 1 (NEU I): Mutterpflanze mit stark verbissenen Jungpflanzen;
- Plot 2 (NEU II): *Myricaria germanica* der GK7 (>210 cm) ohne Verjüngung;
- Plot 3 (NEU III): Jungbestand ohne Altpflanze in unmittelbarer Nähe;
- Plot 4 (NEU IV): *Myricaria germanica* der GK 6 (171 – 210 cm); die nächsten Individuen sind weit entfernt;
- Plot 5 (NEU V): *Myricaria germanica* der GK 4 (91-130 cm); stark durch Schwarzpappel-Jungwuchs bedrängt, reduzierte Vitalität;
- Plot 6 (NEU VI): Drei sehr vitale Pflanzen der zwei größten Größenklassen.

Auf allen Probeflächen sind *Myricaria germanica*, daneben Lavendel- und Rötel-Weide sowie Schwarz-Pappel anzutreffen. Auf den Probeflächen NEU I bis NEU III hatte *Myricaria germanica* eine hohe Artmächtigkeit. Einen hohen Deckungsgrad erreichen Lavendel- und Rötel-Weide auf den Flächen NEU IV bis NEU VI. *Myricaria germanica* war hier mit nur geringer Artmächtigkeit vertreten. In hoher Anzahl, aber mit niedrigem Deckungsgrad war auch die Schwarz-Pappel auf den Probeflächen zu finden. Höchstet, aber mit geringem Deckungsgrad vertreten ist die Goldrute (*Solidago gigantea*). Die Vegetation wird der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft (*Salici-Myricarietum* Moor 1958) zugeordnet (PETUTSCHNIG 1994; TREIBER 2003) und durch 20 Pflanzenarten gebildet (Tab. I/1-6).

Standort

An den zwei Probeflächen NaR I und NaR IV wurde die Zusammensetzung des Bodenskeletts und der Korngrößen des Feinbodens ermittelt (Abb. 13).

Der ausgekieste Rohboden der Probefläche NaR I war von groben Fraktionen geprägt. Vorherrschend waren Grobkies und Steine. Das restliche Volumen verteilte sich vor allem auf Feinboden und Mittelkies. Der Feinboden bestand aus reinem Sand und war nur schwach humos. Grobkies und Steine waren von einem sehr dünnen Film von Schluffpartikeln überzogen. Dies weist auf die nur geringe Sedimentierung im südlichen, „hinteren“ Teil der Auskiesungsfläche hin. Dieser Standort wies eine Großzahl an vitalen Jungpflanzen der Größenklasse bis 90 cm sowie ein Individuum über 210 cm auf.

Auf der Probefläche NaR IV war der ausgekieste Rohboden von einer etwa 2 cm dicken Feinsandschicht bedeckt. Dies weist darauf hin, dass mit zunehmender Annäherung an



die Verbindung zum Restrhein die Auflandung durch Hochwässer zunimmt. Hier war nur ein geschwächtes Individuum von *Myricaria germanica* (zwischen 91 cm und 130 cm) zu finden, Weiden dominierten. Feinboden und Poren dominierten den Boden mit einem Volumenanteil von zusammen circa 75 %. Der übrige Anteil bestand aus Mittelkies, Grobkies und Steinen, wobei das Volumen mit zunehmender Korngröße abnahm. Geringe Mengen an Feinkies waren vorhanden.

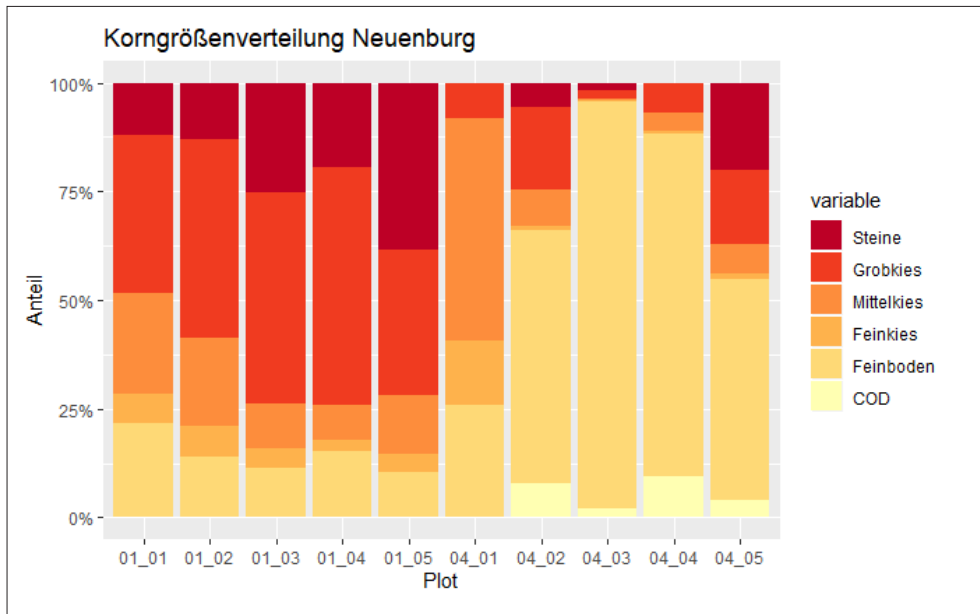


Abb. 13: Volumenverteilung der Kornfraktionen auf den Probeflächen NaR I und NaR IV mit und ohne Jungpflanzen. COD = Holz („Coarse organic debris“).

4.3 Niederhergheim Populationsentwicklung

Der Ausbreitungsschwerpunkt der Deutschen Tamariske in Niederhergheim lag vor allem in der Kiesgrube Sainte-Croix-en-Plaine (Abb. 8). Junge Individuen unter 50 cm kamen fast ausschließlich an den etwa 2016 neu geschaffenen Seeufern im nördlichen Bereich dieser Kiesgrube vor (JEAN-LUC HAHN, pers. Mitt. 12.09.2019). In diesem Bereich wurden 93 Individuen aus allen Größenklassen gezählt.

Im südöstlichen Teil der Kiesgrube Niederhergheim befinden sich 76 Individuen (Abb. 9). Sie gedeihen vor allem entlang der Wasserlinie, an vor circa sechs Jahren künstlich geschaffener, mit Grundwasser gefüllten Mulden (JEAN-LUC HAHN, pers. Mitt. 12.09.2019). In diesem Bereich war eine ausreichende Wasser- und Lichtversorgung gegeben.

Die Größenklasse unter 20 cm stellt einen prozentualen Anteil von 4% (7 Individuen) dar (Abb. 14). Kleine Pflanzen (7 Individuen, = 4%) waren vor allem in der Kiesgrube Sainte-Croix-en-Plaine anzutreffen. Sie erschienen äußerst vital, wiesen keine blühenden Triebe



auf und waren nicht verbissen. Vor allem die Sträucher in den Größenklassen 21 - 50 cm und 51 - 90 cm (42 Individuen) waren stark verbissen. Weitere 20 % (34 Individuen) waren der Größenklasse 91 cm bis 130 cm zuzuordnen, alle befanden sich in der Kiesgrube Niederhergheim. Auch diese Sträucher waren stark verbissen. 22 % (38 Individuen) gehörten der Klasse 131 - 170 cm an, alle befanden sich ebenfalls in der Kiesgrube Niederhergheim. Der Verbiss war als gering bis mittel mäßig einzustufen. Die Größenklasse von 171 - 210 cm war mit einem Anteil von 15 % (26 Individuen) oft vertreten. Die Individuen erschienen vital, zeigten nur einen geringen Verbiss und waren relativ reich blühend (Blühklasse 3).

Die Individuen über 210 cm (nur in Niederhergheim) waren äußerst vital, wiesen keinen Verbiss auf und waren extrem reichblütig.

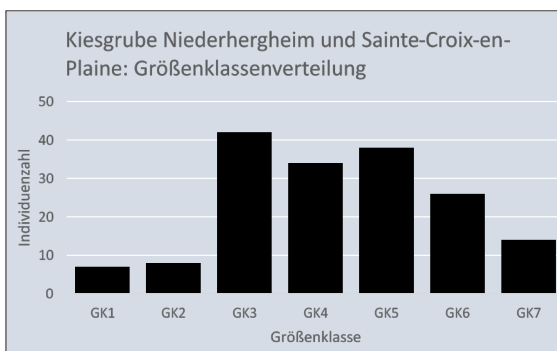


Abb. 14: Größenklassenverteilung der *Myricaria germanica*-Individuen auf der Untersuchungsfläche in Niederhergheim und Sainte-Croix-en-Plaine.

Seit den Bestandsbeschreibungen aus den Jahren 2003 bzw. 2010 lässt sich ein erheblicher Rückgang der Population feststellen (TREIBER 2003; RUST 2010). Die Population setzt sich heute aus weniger als 200 Individuen zusammen. Die früher für *Myricaria germanica* geeigneten Standorte haben sich verändert. An den in 2010 besiedelten Uferbereichen ist die Deutsche Tamariske heute nicht mehr vorhanden, jedoch finden sich dort große abgestorbene Exemplare. Heute dominieren hier hochgewachsene Weiden und Pappeln. Die Deutsche

Tamariske wurde durch das Ausbleiben von Störungen und der voranschreitenden Sukzession verdrängt (vgl. PETUTSCHNIG 1994; KAMMERER 2003; BROGGI 2013; KUDRNOVSKY & HÖBINGER 2015).

Vegetation

In der Begleitvegetation von *Myricaria* kamen 17 Gefäßpflanzenarten vor (Tab. I/7-10). Am häufigsten und in hohen Deckungen war *Populus nigra* anzutreffen. In der Kiesgrube Niederhergheim hatten *Calamagrostis epigejos*, *Salix purpurea* sowie *Rubus caesius*, in Sainte-Croix-en-Plaine *Diplotaxis tenuifolia* und *Eupatorium cannabinum* höhere Deckungsgrade. *Salix eleagnos* und *Epilobium dodonaei* kamen in beiden Kiesgruben vor, sie wiesen eine teilweise hohe Artmächtigkeit auf. Alle anderen Arten waren nur wenig stet und geringdeckend vertreten.

Standort

Alle Probeflächen befanden sich an vor wenigen Jahren geschaffenen und von Wasser beeinflussten Standorten (Abb. 8, 9). Bodenproben wurden aus den Probeflächen N II und SC V entnommen (Abb. 15).



Auf der Probefläche N II dominierten Grob- und Mittelkies, Feinkies und Feinboden waren vorhanden. Der Feinboden bestand aus reinem Sand und war schwach humos. Steine bildeten den kleinsten Anteil. Hier waren vier mehrjährige *Myricaria germanica*-Individuen vorzufinden.

Auf der Probefläche SC V bestand der Boden aus den drei Kornfraktionsgrößen Feinboden und Feinkies (Abb. 15). Der Feinboden bestand aus humusfreiem reinem Sand. Hier gediehen sehr kräftige diesjährige Jungpflanzen und mehrjährige *Myricaria germanica*-Exemplare. Weiterhin gediehen zahlreiche blühende Altpflanzen und Jungpflanzen einer Größe unter 50 cm in direkter Nähe zur Wasserlinie des Baggersees besonders kräftig.

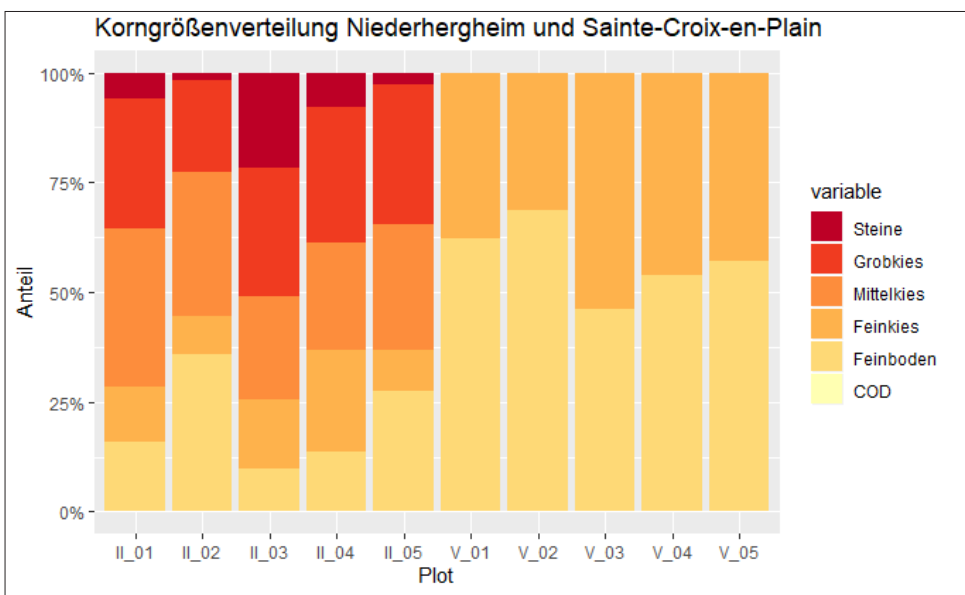


Abb. 15: Volumenverteilung der Skelett- und Korngrößenfraktionen auf den Aufnahmeflächen Niederhergheim II und St. Croix V.

4.4 Bremgarten Populationsentwicklung

Insgesamt wurden in der Kiesgrube Bremgarten 2187 Individuen gezählt (Abb. 15). Davon befanden sich 179 in Größenklasse 1 (<20 cm). Mit 1084 wurden in Größenklasse 2 die meisten Individuen verbucht.

Die Individuenzahl flacht in den höheren Größenklassen ab (Abb. 16). So betrug die Anzahl an Individuen in Größenklasse 3 489 und in Größenklasse 4 nur noch 149. In Größenklasse 5 und 6 wurden jeweils 112 und 102 Individuen registriert. Auch Größenklasse 7 (>210 cm) war mit 72 Individuen noch häufig anzutreffen.

Der Großteil der Individuen befand sich auf der Teilfläche 3 und dort auf der westlichen Seite des Weges (Abb. 11). So wurden alleine aus Größenklasse zwei 719 Exemplare auf der west-

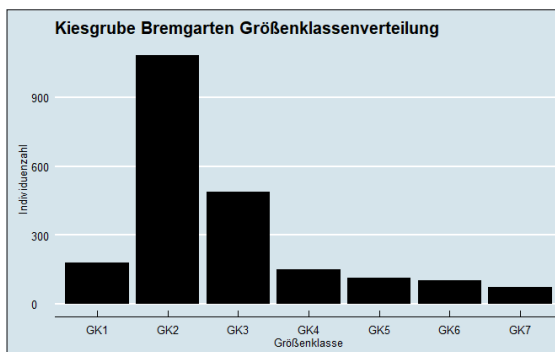


Abb. 16: Kiesgrube Bremgarten: Individuenzahl in Abhängigkeit zur Größenklasse im September 2019.

lichen Seite des Weges aufgenommen. Rund 300 weitere Individuen aus dieser Größenklasse wurden auf der östlichen Seite des Weges gezählt. Alle weiteren außer einem Individuum aus Größenklasse 7 wurden ebenfalls auf der westlichen Seite des Weges aufgenommen.

Vegetation

Im südlichen Bereich der Kiesgrube Bremgarten waren auf großer Fläche hochwüchsige, deutlich überalterte Bestände mit *Myricaria* als dominierender Art anzutreffen (Tab. I/11-15).

Schwarzpappel und Lavendel-Weide waren zumindest auf einigen Probeflächen kodominant. Der Unterwuchs war von Goldrute (*Solidago gigantea*) geprägt.

Standort und Vitalität von *Myricaria germanica*

In beiden Plots macht Grobkies einen sehr großen Teil des Gesamtvolumens des Oberbodens aus (zwischen 17 und 49 %), Steine und Mittelkies haben ebenfalls hohe Anteile. Der Feinboden bestand aus reinem Feinsand (Abb. 17).

Im südlichen Teil der Kiesgrube, repräsentiert durch Plot I, fand Trockenabbau statt (HAHLEN pers. Mitt.). Hier gedeihen sehr große und reich blühende Individuen. Plot IV befindet sich auf der östlichen Seite des Sees, in unmittelbarer Nähe des aktuellen Nassabbaugebiets.

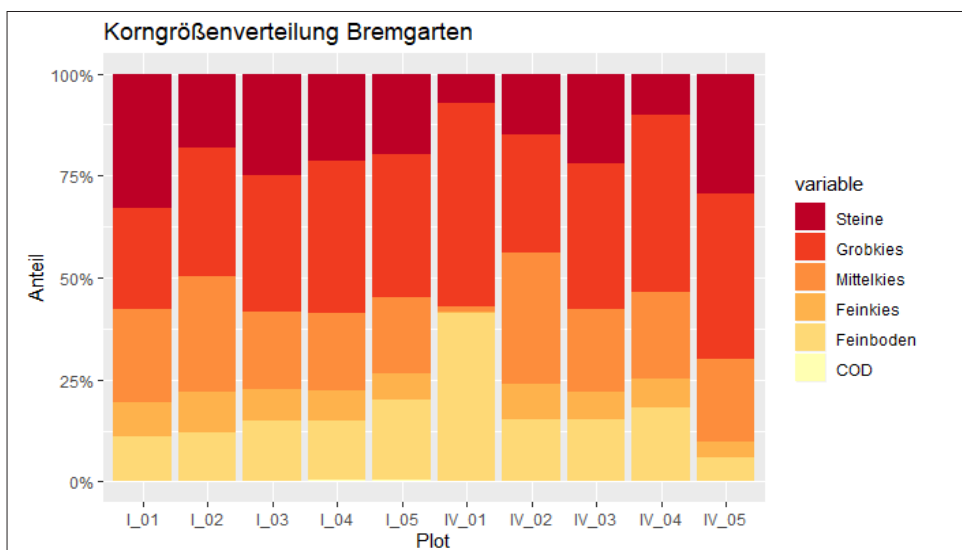


Abb. 17: Volumenverteilung der Skelett- und Korngrößenfraktionen auf den Aufnahmeflächen der Kiesgrube bei Bremgarten.



5. Diskussion

Die Deutsche Tamariske galt entlang des Oberrheins als ausgestorben. Dennoch existieren – wenig bekannt – einige ältere Populationen in aktiv betriebenen Kiesgruben. Obwohl die Windverbreitung der flugfähigen Samen als eher mittelmäßig beschrieben wurde (FINK et al. 2017), ist dennoch zu vermuten, dass der Standort nördlich Neuenburg durch Windverbreitung der Samen aus der acht Kilometer entfernten Population in der Kiesgrube Hartheim-Bremgarten erreicht wurde (PETUTSCHNIG 1994), was durch genetische Analysen aus der Schweiz von entfernten Populationen gestützt wird (WERTH & SCHEIDEGGER 2014). Ein großes Exemplar der Deutschen Tamariske vermag bis zu 3.306.000 Samen zu bilden (LENER et al. 2013), und offensichtlich reichen wenige fern verbreitete Samen aus, um eine neue Population zu begründen.

Die untersuchte Population von *Myricaria germanica* in der Auskiesungsfläche nördlich von Neuenburg hatte ein Alter von maximal zwei Jahren. Dieser Bestand hat sich seit der ersten Beobachtung im Oktober 2018 mit damals 20 gezählten Exemplaren innerhalb von zehn Monaten zu einer großen Population mit mehr als 1000 Exemplaren in 2018 entwickelt, vermutlich durch Samenbildung bereits nach einem Jahr (vgl. SITZIA et al. 2016). Beachtlich ist dies insofern, als von 19 untersuchten Populationen in den italienischen Ostalpen die größte lediglich 400 Individuen umfasste (SITZIA et al. 2016).

Bemerkenswert war die sehr hohe Zahl an etablierten Jungpflanzen (vgl. Abb. 12). Zur Keimung und Etablierung der sehr kleinen Samen benötigt die Art eine ausreichende Versorgung mit Wasser und Licht. Die ausgekierten Standorte wurden wohl im günstigen Sommerhalbjahr 2017 nicht mehr überflutet, jedoch war ausreichend Substratfeuchtigkeit vorhanden, so dass die jungen Tamarisken nicht geschädigt wurden und sich etablieren konnten (vgl. KUDRNOVSKY 2005). Besiedelt wurden die relativ geringen Anteile an Feinboden zwischen einem hohen Anteil an Grobkies und Geröll (Abb. 13). Ähnlich verhält sich die Art im Bereich der Alpenflüsse (BILL 1997).

Bereits im Sommer 2020 waren durch die Autoren dieses Artikels auf der Auskiesungsflächen keine diesjährigen Jungpflanzen mehr zu finden. Allerdings war es einer großen Zahl an Individuen gelungen, sich zu etablieren, wenn auch meisten stark verbissen und in der Größenentwicklung gehindert. Viele Individuen waren bereits von hochwüchsigen Pappel- und Weidenarten umgeben, und machten bereits einen geschwächten Eindruck. Wird die Deutsche Tamariske überwachsen, stirbt sie innerhalb kurzer Zeit ab (vgl. PETUTSCHNIG 1994; EGGER et al. 2010). Vermutlich wird sich durch das Ausbleiben dynamischer Fließprozesse die Sukzession weiter fortsetzen und *Myricaria germanica* wird aus dieser Auskiesungsfläche wieder verschwinden (vgl. PETUTSCHNIG 1994; KAMMERER 2003; BROGGI 2013; KUDRNOVSKY & HÖBINGER 2015; EGGER et al. 2019; JUSZYK et al. 2020). Allerdings werden die kommenden Baumaßnahmen zur Fertigstellung des Bauabschnitts 3 potentielle zukünftige Standorte für *Myricaria germanica* schaffen.

Im Unterschied zur Population nördlich von Neuenburg bestehen in wenigen weiteren Kiesgruben ebenfalls Vorkommen der Deutschen Tamariske, so bei Niederhergheim (Elsaß) und Bremgarten. Einen Hinweis auf den Zustand dieser Populationen gibt die Analyse der Größenklassen der Individuen. Kleine Individuen kommen in beiden Kiesgruben vor.





Allerdings sind die Bedingungen für die Keimung und Etablierung von Jungpflanzen nur an lichten Uferbereichen der Baggerseen bei geringem Grundwasserflurabstand oder geringem Abstand zum Gewässer ideal (Abb. 9, 11, 18). Ansonsten sind die Standorte zu nass, zu trocken oder bereits zu dicht von anderen Arten besiedelt.

Größere Individuen sind in der Regel älter als kleinere, wenn auch mit einer gewissen Ungenauigkeit, insbesondere bedingt durch Rehwildverbiss. So gibt es kleine Individuen, die in ihrer Stammentwicklung ein größeres Alter vermuten lassen, allerdings so zurückgebis-



Abb. 18: Bestand der Deutschen Tamariske in Bremgarten, vor (links; 12.07.2019) und nach (rechts; 09.09.2019) Eingriff in den Randbereich des Kiesees. Foto: © Stephan Gräber.

sen wurden, dass sie ein bis zwei Größenklassen niedriger erfasst wurden. Darunter leidet auch ihre Vitalität.

Individuen kleiner als 130 cm haben aufgrund des starken Verbisses nur vereinzelt blühende Triebe und tragen nur geringfügig zur Reproduktion bei. Als extrem vital zu beurteilen sind jedoch große Individuen, beispielsweise tragen Individuen über 170 cm mehrere hundert blühende Triebe. Gerade diese Größenklassen weisen aufgrund der hohen Anzahl blühender Triebe eine hohe Reproduktionsfähigkeit auf. So hatte ein Individuum aus der jungen Population nördlich von Neuenburg (NEU II) der Größenklasse⁷ die erstaunliche Zahl von 550 blühenden Trieben!

In der Literatur werden Höchstmaße von bis zu 2,5 m genannt (vgl. HEGI 1926; PETUTSCHNIG 1994). Im Rahmen der Geländearbeit wurden insgesamt drei Exemplare einer Wuchshöhe zwischen 2,70 m und 2,80 m gemessen. *Myricaria germanica* hat hier in wenigen Jahren eine beeindruckende Wuchshöhe erreicht.

6. Fazit

Natürliche Vorkommen der Deutschen Tamariske finden sich nur mehr lokal in der Furkationszone von unregulierten Alpenflüssen mit ihrer intakten Morphodynamik, beispielsweise an Isar und Lech (EGGER et al. 2014).





Im Unterschied dazu finden in Kiesgruben wie in den ausgekieseten Flächen am Rhein kaum Umlagerungsprozesse von Sedimenten mehr statt. Ein wesentlicher Unterschied besteht auch in der Morphologie der heranwachsenden *Myricaria*-Sträucher: In natürlichen Flussauen im Fall der regelmäßig auftretenden Hochwässer bleiben sie durch die starke Strömung und das damit mitgeführte Geschiebe niedrigwüchsig und einseitig entwickelt. Weiden und Pappeln werden wesentlich stärker geschädigt (vgl. PETUTSCHNIG 1994). In den weitgehend strömungsberuhigten Kiesgruben jedoch fehlt diese natürliche Fließgewässerdynamik. Alle Gehölze wachsen weitgehend senkrecht nach oben. Dies führt dazu, dass *Myricaria germanica* von höher wüchsigen Weiden und Pappeln relativ schnell überwachsen und ausgedunkelt wird.

Für das Überleben von *Myricaria germanica* ist eine ständige Neuentstehung von Pionierstandorten notwendig. Diese ermöglichen den Populationen raumzeitlichen Wechsel zwischen lokalem Aussterben und Wiederbesiedlung (RIEHL & ZEHL 2018). Sinnvoll wären genetische Untersuchungen, um die Herkunft der Samen bzw. die Vernetzung der Populationen erkennen zu können. Dies hat Auswirkungen auf das Management dieser Art, beispielsweise die Entfernung von neu geschaffenen temporären Trittsteinen, oder die Wiederansiedlung aus reliktschen Vorkommen in einer größeren Region (EGGER et al. 2010; PURGER 2017). Da in Kiesgruben keine natürlichen Störungen auftreten, übernimmt der Mensch mit seinen Eingriffen im Gefolge des aktiven Kiesabbaus zumindest ansatzweise diese Rolle. In aktiven Kiesgruben können ähnliche Keimungsbedingungen wie an natürlichen flussdynamischen Gewässern erzeugt werden und sehr große Initialpopulationen wie bei Neuenburg bilden. Die Population in der stillgelegten Kiesgrube Sainte-Croix-en-Plaine ist ein gutes Beispiel dafür, dass sich der Tamariskenbestand auch über mindestens zwei Jahrzehnte an Sekundärstandorten erfolgreich halten kann. Voraussetzung hierfür sind permanente menschliche Eingriffe, die es der Deutschen Tamariske ermöglichen, regelmäßig neue grundwassernahe Kiesstandorte zu besiedeln. Zugleich entsteht zumindest temporär ein Lebensraum für eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten, deren natürliche Habitate weitgehend verschwunden sind.

Die sehr jungen und dynamischen Bestände auf den Auskiesungsflächen am Rhein werden nur temporär existieren können. So wurde die neu entstandene Kiesfläche bei Neuenburg bereits im ersten Jahr durch die Deutsche Tamariske besiedelt. Die dortigen Individuen hatten das Potential, sehr schnell aufzuwachsen und bereits im ersten Jahr zu blühen und zu fruchten. Bereits im zweiten Jahr finden sich fast keine Jungpflanzen mehr. Starker Verbiß durch Rehwild erlaubt nur wenigen Individuen, zu großen Sträuchern heranzuwachsen. Die zeitgleich anwachsenden Pappeln und Weiden beginnen, die Tamarisken zu bedrängen und überschatten, und werden diese lichtbedürftigen Sträucher nach wenigen Jahren verdrängen.

Pflegemaßnahmen durch Entfernung der konkurrierenden Gehölze können das Überleben dieser Bestände lediglich verlängern. Ein Erhalt der Populationen könnte während der Bauphase des Integrierten Rheinprogramms durch geschickte Abfolge und grundwassernahe Oberfläche der Auskiesungsflächen, damit verbunden eine Neuentstehung von Populationen wie im Jahr 2020 in Istein, temporär erreicht werden. Ein permanenter Erhalt wird jedoch aufgrund der fehlenden Morphodynamik des Rheins nicht möglich sein.





7. Danksagung

Wir bedanken uns bei Jean-Luc Hahn (Niederhergheim) und Frank Hahlen (Bremgarten) für hilfreiche Auskünfte über die Historie und das aktuelle Management der Kiesgruben; bei Christian Rust über die Habitatausstattung der Kiesgrube Niederhergheim – St. Croix; bei Appl. Prof. Dr. Gregory Egger für hilfreiche Kommentare zum Manuskript.

8. Literatur

AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), 5. Auflage, Hannover: Schweizerbart Verlag.

AUGNER, D. (2011): Laborversuche an Bodenproben – Ermittlung von Bodenkenngößen. S. XV-1 - XV- 17 in: 62. Deutsche Brunnenbauertage und BAW-Kolloquium, Tagungsband. Bad Zwischenahn.

BILL, H.-C. (2001): Die Obere Isar – letzte Reste einer bayerischen Wildflusslandschaft. Laufener Seminarbeitr. 3/01, 35 - 45. Bayer. Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege (Hrsg.), Laufen/Salzach.

BILL, H. C., SPAHN, P., REICH, M. & PLACHTER, H. (1997): Bestandsveränderungen und Besiedlungsdynamik der Deutschen Tamariske, *Myricaria germanica* (L.) Desv., an der Oberen Isar (Bayern). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6 (3): 137-150.

BINOT-HAFKE, M., BALZER, S., BECKER, N., GRUTKE, H., HAUPT, H., HOFBAUER, N., LUDWIG, G., MATZKE-HAJEK, G. & STRAUCH, M. (RED.) (2011). Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg.

BOSTELMANN, R. (2004): Bäche, Flüsse und Altarme. In: Biotope in Baden-Württemberg 14. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe.

BREUNIG, T. & DEMUTH, S. (1999): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe.

BROGGI, M. (2013): Verbreitung und Vorkommen des Zwergrohrkolbens (*Typha minima* Hoppe) und der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) im Alpenrheintal. Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 37: 145-158.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, Bonn-Bad Godesberg: Landwirtschaftsverlag

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ(2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7. Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019): Alpine Flüsse und ihre Ufervegetation mit *Myricaria germanica* [online] <https://www.bfn.de/lrt/0316-typ3230.html> [12.10.2019]

DIERSCHEKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden, Stuttgart: Ulmer Verlag.

EGGER, G., ANGERMANN, K. & GRUBER, A. (2010): Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) in Kärnten. Carinthia II, 200: 393-418.

EGGER, G., STEINER, R. & ANGERMANN, K. (2014): Verbreitung und Erhaltungszustand des FFH-Lebensraumtyps 3230 „Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica*“ an der Isel und deren Zubringern (Osttirol, Österreich). - Carinthia II 204 391–432.

EGGER, G., BAUR, P. A., LAUTSCH, E., STÖHR, O., BRUNNER, E., SENFTER, S., LUMASEGGER, M., NIEDERMAYER, A. & SCHLETTERER M. (2017): Habitate und Vorkommen der Deutschen Ufer-Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.): Vergleich zwischen Voll- und Restwasserstrecken. Carin-



tia II, 207: 401 – 430. EGGER, G., GRÄSSER, L., REICH, M., KOMPOSCH, C., DISTER, E., SCHNEIDER, E. & MÜLLER, N. (2019): Ökosystem Alpenfluss. Konstant ist die Veränderung. 115-125 in: MUHAR, S., MUHAR, M., EGGER, G. & SIEGRIST, D. (Hrsg.): Flüsse der Alpen. Vielfalt in Natur und Kultur. Haupt-Verlag, Bern.FINK, S., LANZ, T., STECHER, R. & SCHEIDEGGER, CH. (2017): Colonization potential of an endangered riparian shrub species. *Biodiversity and Conservation* 26: 2099-2114.

GEILER, N. & LANGE, J. (o.J.) Von der Furkationsaue zum „Restrhein“ und zurück. Letzter Zugriff am 25.11.2019 unter <http://restrhein.ak-wasser.de/download.shtml>

HARTGE, K.-H. & HORN, R. (2009): Die physikalische Untersuchung von Böden, 4. Auflage, Stuttgart: Schweizerbart Verlag.

HARZER, R., MÜLLER, N., REICH, M. & KOLLMANN, J. (2018): Potentialstudie zur Wiederansiedlung von Wildflussarten, im Auftrag des WWF Deutschland. https://www.wwf.de/fileadmin/user_upload/WWF-Wildflussarten-Potentialstudie-2018.pdf [27.10.2020].

HEGI, G. (1926): Illustrierte Flora von Mitteleuropa, Band 5/1. Lehmanns Verlag, München.

HUEMER, P. & ERLEBACH, S. (1996): Der Tamariskenzünsler – *Merulempista cingillella* (Zeller, 1846) – eine für Österreich wiederentdeckte Schmetterlingsart in den Hohen Tauern (Osttirol) (Lepidoptera, Pyralidae). *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern* 2: 87-94.

JUSZCZYK, I., EGGER, G., MÜLLER, N. & REICH, M. (2020): Auswirkungen der Ausleitung der oberen Isar auf die Auenvegetation.- *Auenmagazin* 17: 28-37.KAMMERER, H. (2003): Artenschutzprojekt Deutsche Tamariske – Möglichkeiten und Aussichten einer Wiederansiedlung von *Myricaria germanica* im Gesäuse, im Auftrag des Nationalpark Gesäuse GmbH. https://www.nationalpark.co.at/images/Forschung/2485/Dokumente/Kammerer_2003_Artenschutzprojekt_deutsche_Tamariske.pdf [27.10.2020].

KRAUSE, W. (1975): Siedlungen gefährdeter Pflanzen in Baggerseen der Oberrheinebene. *Beitr. z. naturkundl. Forsch. Südwestdeutschland* 34: 187-199.

KUDRNOVSKY, H. (2005): Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*) und ihre FFH-Ausweisung in Österreich, im Auftrag des Österreichischen Alpenvereins für die Fachabteilung Raumplanung - Naturschutz

KUDRNOVSKY, H. (2013): Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica* in den Ostalpen. Dissertation im Fach Naturwissenschaften, 529 S., Universität Wien

KUDRNOVSKY, H. & HÖBINGER, T. (2014): Artportrait: Die Ufer-Tamariske – eine gefährdete Pionierin unserer Fließgewässer. „Im Gseis“ - Das Magazin des Nationalparks Gesäuse S. 8-11

KUDRNOVSKY, H. & HÖBINGER, T. (2015): Artportrait: Die Ufer-Tamariske – eine gefährdete Pionierin unserer Fließgewässer. *Jahrb. Ver. Schutz d. Bergwelt* 80: 25-38.

LANDMANN, A. (2013): Die Deutsche Tamariske *Myricaria germanica* (L.) im Flusssystem der Isel (Osttirol). Bedeutung der Bestände vor dem Hintergrund von Kraftwerksplänen an der Oberen Isel. <https://docplayer.org/67256946-Die-deutsche-tamariske-myricaria-germanica-l-im-flusssystem-der-isel-osttirol.html>. [27.10.2020]

LENER, F. P. (2011): Etablierung und Entwicklung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) an der oberen Drau in Kärnten. Diplomarbeit der Naturwissenschaften, Universität Wien.

LENER, F. P., EGGER, G. & KARRER, G. (2013): Sprossaufbau und Entwicklung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*) an der Oberen Drau (Kärnten, Österreich). *Carinthia* II, 203: 515-552.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT (2011): Das Integrierte Rheinprogramm – Hochwasserschutz und Auenrenaturierung, 3. Auflage, Stuttgart.

LANDTAG VON BADEN-WÜRTTEMBERG (2018): Bericht der Landesregierung zu einem Beschluss des Landtags; hier: Beratende Äußerung des Rechnungshofs vom 07. April 2010 zur Finanzierung des Integrierten Rheinprogramms und der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Drucksache 16/5427 53. Online verfügbar unter https://www.landtag-bw.de/files/live/sites/LTBW/files/dokumente/WP16/Drucksachen/5000/16_5427_D.pdf [18.10.2020]

- MOOR, M. (1958): Pflanzengesellschaften schweizerischer Flußauen. Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Vers.wes. 34: 221 - 360.
- MÜLLER, N. (1995): River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact. Arch. Hydrobiol. 101: 477-512.
- MÜLLER, N., WÖLLNER, R., WAGNER, T., REICH, M., BEHRENDT, S., BURKEL, L., NEUKIRCHEN, M. & KOLLMANN, J. (2019): Hoffnung für die Populationsentwicklung von Wildflussarten der Alpen? Rückgang und aktuelle Bestandssituation von Zwergrohrkolben (*Typha minima* Hoppe), Deutscher Tamariske (*Myricaria germanica* Desv.) und Uferreitgras (*Calamagrostis pseudophragmites* Koeler) in Bayern. Ber. Bayer. Bot. Ges. 89: 1-20.
- MUHAR, S., MUHAR, A., SIEGRIST, D., EGGER, G. (Hrsg.) (2019): Flüsse der Alpen. Vielfalt in Natur und Kultur. 512 S., Haupt Verlag, Bern.
- MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE (2019): Inventaire National du Patrimoine Naturell - *Myricaria germanica* (L.) Desv., [online] https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/109135/tab/statut [25.10.2019].
- NATURKUNDE MUSEUM STUTTGART (2019): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs – *Myricaria germanica* (L.) Desv., [online] <http://www.florabw.recorder-d.de/> [23.10.2019]
- OBERRHEINISCHE UNIVERSITÄTEN (BASEL, FREIBURG, STRASSBURG, KARLSRUHE) (HRSG) (1996): REKLIP – Klima Atlas Oberrhein Mitte-Süd / Atlas Climatique du Fossé Rhénan Méridional. 74 Kartenblätter in Ringordner, Format A2, mit 426 S. Begleitband.
- PETUTSCHNIG, W. (1994): Die Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) in Kärnten. Carinthia II 184: 19-30.
- PRIEN, S. (1997): Wildschäden im Wald: Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. Parey Verlag, Berlin.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (2012): Landschaften und Böden im Regierungsbezirk Freiburg.
- PURGER, D. (2017): Habitat management and re-introduction of riverine plants German tamarisk (*Myricaria germanica*) and Dwarf cattail (*Typha minima*) on Drava in Croatia. – LIFE Project „DRAVA LIFE – Integrated River Management” LIFE14 NAT/HR/000115 – DRAVA LIFE Action C.9: 65 pp. Pécs.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (2014): Hochwasserrückhalteraum Weil-Breisach – Arbeiten im Abschnitt III.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (2016): FAQ Fragen und Antworten zum Integrierten Rheinprogramm (IRP), 3. Auflage.
- REINHARD, E. (1974). Die Veränderungen der Kulturlandschaft durch die Rheinkorrektion seit 1817. In: Kommission für geschichtliche Landeskunde in Baden-Württemberg (Hrsg.), Historischer Atlas von Baden-Württemberg: Erläuterungen 4, 18-19. Stuttgart. Online verfügbar unter https://www.leo-bw.de/media/kgi_atlas/current/delivered/pdf/HABW_4_18_19.pdf [18.10.2020]
- RIEHL, S. & ZEHL, A. (2018): Wie gelingt die Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske? ANLIEGEN NATUR 40: 17 – 20.
- JÄGER E. J. (Hrsg.) (2017): Rothmalter Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 21. Auflage. Springer Spektrum.
- RUST, C. (2010): Réunionification des gravières de Niederhergheim et de Sainte-Croix-en-Plaine (Haut-Rhin) - Etude écologique, partie faune et résumé tous groupes concernés, im Auftrag von Gravière de Niederhergheim SAS.
- SCHIEBER, T. & SCHLETTERER, M. (2008): Wiederansiedlung der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) Desv.) an der Leutascher Ache (Nordtirol, Österreich). Berichte des Naturwissenschaftlich - medizinischen Vereins in Innsbruck 95: 53-65.
- SITZIA, T., MICHIELONA, B., IACOPINO, S. & KOTZE, D. J. (2016): Population dynamics of the endangered shrub *Myricaria germanica* in a regulated Alpine river is influenced by active channel width and distance to check dams. Ecological Engineering 95: 828-838.

STAHR, K., KANDELER, E., HERRMANN, L. & STRECK, T. (2016): Bodenkunde und Standortlehre, 3. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart.

TREIBER, R. (2003): Vegetationskundliche Untersuchungen an Wuchsorten seltener Gefäßpflanzen in Baden-Württemberg und dem Süd-Elsass (Haut-Rhin). Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N. F. 18: 179-202.

TÜMMERS, H. J. (1999): Der Rhein – ein europäischer Fluss und seine Geschichte. 2. Auflage, Beck Verlag, München.

VANGENDT, J., BERCHTOLD, J.-P., JACOB, J.-C., HOLVECK, P., HOFF, M., PIERNE, A., REDURON, J.-P., BOEUF, R., COMBROUX, I., HEITZLER, P. & TREIBER, R. (2014): La Liste rouge de la Flore vasculaire menacée en Alsace. CBA,SBA,ODONAT, 96 p. Document numérique.

WERTH, S. & SCHEIDEGGER, C. (2014): Gene flow within and between catchments in the threatened riparian plant *Myricaria germanica*. PLoS ONE 9(6): e99400. <https://doi.org/10.1371/journal.pone>

Nachtrag

Wenige Wochen vor Redaktionsschluss dieser Arbeit entdeckte Reinhard Zimmermann im Rahmen des Monitorings zur Vegetationsentwicklung in den Rückhalteräumen im September 2020 ein weiteres Vorkommen der Deutschen Tamariske (Abb. 19). Es liegt im Bauabschnitt I des Integrierten Rheinprogramms zwischen Weil und Breisach in der Teilfläche 3, Höhe Rhein-km 180,7, nördlich des Ortsteils Istein, Gemeinde-Efringen-Kirchen, Lkr. Lörrach; GPS-Ortung: Zone 32 T, 389087 mE/5280300 mN. Es handelt es sich um eine ca. 1m hohe Pflanze, noch am 19.10.2020 blühend und samenbildend angetroffen. Ob weitere Individuen im Rückhalteraum existieren, konnte noch nicht überprüft werden. Der Rückhalteraum wurde Anfang 2020 endgültig fertiggestellt; auf Teilflächen davon konnten sich jedoch bereits 2018/19 Gehölze ansiedeln. Dieser Fund weist auf ein großes Ausbreitungspotential der Deutschen Tamariske hin.



Abb. 19: Junge Tamariske bei Istein im September 2020.

(Fortsetzung Vegetationstabelle)

Tab. I: Vegetation der Bestände des Tamarisken-Gebüsches (*Salici purpureae-Myricarium germanicae* Moor 1958) am südlichen Oberrhein:

1-6: Initiales Sukzessionsstadium nördlich Neuenburg; 7-10: Aufnahmen Kiesgrube Bremgarten; 11-15: Aufnahmen Kiesgrube Niederhergheim/St.Croix.

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Lokalität	NEU I	NEU II	NEU III	NEU IV	NEU V	NEU VI	BR I	BR II	BR III	BR IV	N I	N II	N III	SC IV	SC V
Artenzahl	5	8	13	11	9	5	8	8	4	7	11	7	6	10	2
Anzahl Individuen <20 cm	58	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Anzahl Individuen 21-50 cm	32	-	26	-	-	-	1	12	-	-	-	-	-	-	-
Anzahl Individuen 51-90 cm	8	-	10	-	-	-	-	25	-	-	10	1	-	1	1
Anzahl Individuen 91-130 cm	-	-	1	-	1	-	-	1	-	5	1	1	6	-	-
Anzahl Individuen 131-170 cm	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	3	1	2	-	-
Anzahl Individuen 171-210 cm	-	-	-	1	-	2	-	-	4	-	-	1	5	2	1
Anzahl Individuen >210 cm	1	1	-	-	-	1	1	-	9	-	-	-	7	-	-
Arten des <i>Salici-Myricarium</i>															
<i>Myricaria germanica</i>	3	4	5	B	1	4	4	4	5	3	B	3	4	3	3
<i>Populus nigra</i>	1	1	3	1	1	3	B	3	A	A	B	B	3	.	.
<i>Salix eleagnos</i>	R	R	A	3	4	B	4	A	.	.	A	B	.	1	.
Arten des Pionierbestands Neuenburg															
<i>Salix x rubens</i> / <i>S. alba</i>	1	A	1	4	3	3	.	.	.	B	.	.	.	1	.
<i>Solidago gigantea</i>	.	1	+	1	M	A	3	B	B	.	.	.	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i>	.	.	R	R	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Populus alba</i>	R	.	R	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Panicum capillare</i>	.	A	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Senecio inaequidens</i>	.	1	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	.	R	R	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Arten der Kiesgruben Neuhergheim/St.Croix und Bremgarten															
<i>Populus alba</i>	.	.	.	.	.	.	1	A	.	M	.	R	.	1	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	5	+	B	.	.
<i>Rubus caesius</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	R	3	.	.	.
Arten der Kiesgruben Neuhergheim/St.Croix															
<i>Salix purpurea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	4	.	.
<i>Epilobium dodonaei</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	R	A	.
<i>Picris hieracioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	R	.	R	.	.
<i>Diptotaxis tenuifolia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	A
Nur einmal vorkommende Arten															
Agrostis stolonifera (3:); 8:R); Persicaria sp. (3:R); Polygonum aviculare (3:R); Alnus glutinosa juv. (4:); Cirsium arvense (4:R); Erigeron annuus (4:R); Molinia caerulea (4:1); Plantago major (4:R); Phragmites communis (5:1); Carex flava agg. (7:); Hypericum perforatum (8:R); Acer campestre juv. (10:); Pinus sylvestris juv. (10:); Salix cf triandra juv. (10:1); Cirsium arvense (11:R); Daucus carota (11:); Verbena officinalis (11:R); Bryonia dioica (14:R); Eupatorium cannabinum (14:B); Rosa canina (14:1).															



Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.07	Seiten 169-174	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	----------------	------------------------------------

***Selinum pyrenaicum* (L.) Gouan (= *Epikeros pyrenaicus* (L.) Raf.) im Schwarzwald Eine neue Art der Flora Deutschlands**

BERND SONNBERGER & PHILIPPE VERSTICHEL

Zusammenfassung

Die westeuropäisch verbreitete Pyrenäen-Silge (*Selinum pyrenaicum*) wächst 75 km nord-östlich ihrer bisher bekannten Arealgrenze auf einem Skihang im mittleren Schwarzwald. Der im Sommer 2019 entdeckte Bestand besteht aus mindestens hundert Individuen in naturnaher Vegetation, oft in Begleitung von *Pedicularis sylvatica*, *Juncus squarrosus* und *Meum athamanticum*. Die Samenmaße werden mit denen von Herbarbelegen aus dem natürlichen Areal (Vogesen, Pyrenäen) verglichen, auf Unterschiede zu ähnlichen mitteleuropäischen Doldengewächsen hingewiesen und Überlegungen zum Status und zur Herkunft angestellt.

Schlüsselwörter

Selinum pyrenaicum (L.) Gouan in the Black Forest. A new species of the flora of Germany.

Abstract

The western European species *Selinum pyrenaicum* grows 75 km to the north-east of its hitherto known distribution limit on a ski slope in the central Black Forest. The population discovered in summer 2019 consists of at least 100 individuals in near-natural vegetation, often accompanied by *Pedicularis sylvatica*, *Juncus squarrosus* and *Meum athamanticum*. The seed dimensions are compared with those of herbarium specimens from the natural area (Vosges, Pyrenees), differences to similar Central European Apiaceae pointed out, and some reflections about status and origin presented.

Keywords

Selinum pyrenaicum (L.) Gouan en Forêt-Noire. Une nouvelle espèce de la flore d'Allemagne.

Dr. Bernd Sonnberger, Am Wallersteig 13, 87700 Memmingen, familie.sonnberger@t-online.de
Philippe Verstichel, Schwalbenweg 29, 77656 Offenburg, philippe.verstichel@walababoard.com





Résumé

Le *Selinum pyrenaicum*, répandu en Europe occidentale, pousse à 75 km au nord-est de sa limite de zone précédemment connue sur une piste de ski dans le centre de la Forêt-Noire. La population découverte à l'été 2019 est constituée d'au moins une centaine d'individus dans une végétation quasi-naturelle, souvent accompagnés de *Pedicularis sylvatica*, *Juncus squarrosus* et *Meum athamanticum*. Les dimensions des graines ont été comparées à celles des spécimens d'herbier de la zone naturelle (Vosges, Pyrénées), les différences avec des ombellifères similaires d'Europe centrale sont soulignées, et quelques considérations sur le statut et l'origine présentées.

1. Taxonomie, Verbreitung und Morphologie

Die Pyrenäen-Silge nimmt eine Zwischenstellung zwischen den Gattungen *Selinum* und *Angelica* ein und wird je nach taxonomischem Konzept mal der einen (*Selinum pyrenaicum* (L.) Gouan), mal der anderen (*Angelica pyrenaica* (L.) Spreng.) oder als *Epikeros pyrenaicus* (L.) Raf. einer eigenen monotypischen Gattung zugeordnet. Sie ist ein Endemit westeuropäischer und westmitteleuropäischer Gebirge mit Ausnahme der Alpen. Das natürliche Verbreitungsgebiet reicht von den Vogesen über das französische Zentralmassiv bis zu den Pyrenäen und den Kantabrischen Gebirgen in Nordspanien (TUTIN 1968) und weiter südlich bis nach Zentralspanien (GOMÉZ 2003, REDURON 2007), wobei es sich hier aber teilweise um Verwechslungen mit *Peucedanum carvifolia* handelt (ALEJANDRE SÁENZ & ESCALANTE RUIZ 2015).

In Mitteleuropa lässt sich *Selinum pyrenaicum* von ähnlichen Doldengewächsen sicher anhand der folgenden Merkmalskombination unterscheiden:

- niedrigwüchsig (< 50 cm);
- Stängel hohl;
- mehrfach gefiederte Blätter mit schmalen, aber nicht haarförmigen Endzipfeln (s. Bild 5);
- Dolde mit < 10, ungleich langen Strahlen (s. Bild 2);
- Hülle fehlend (s. Bild 2);
- heterogen geflügelte Samen (breite Rand-, schmale Rückenflügel; s. Bild 1 und 6).
- Die Länge der Samen beträgt 3 - 4,5 (7) mm (REDURON 2007) und variiert möglicherweise zwischen einzelnen Populationen (s. Abschnitt 3).

2. Das Vorkommen im Schwarzwald

Am 18. 8. 2019 entdeckten wir mehrere fruchtende Exemplare von *Selinum pyrenaicum* in 1000 m Meereshöhe am Rand der Skipiste oberhalb der Passhöhe „Seibelseckle“ am Nordhang des Schwarzkopfes im mittleren Schwarzwald, TK 7451/1 (Abb. 1). Der Fundort befindet sich 75 km nordöstlich des nächsten bekannten autochthonen Vorkommens (Champ du feu in den Vogesen). Nachuntersuchungen am 10. 9. 2019, 11. 6. 2020 (Abb. 2) und 15. 8. 2020 ergaben, dass die Pflanzen mit einer geschätzten Gesamtzahl von hundert und mehr Ex-





Abb. 1: Fruchtendes *S. pyrenaicum*, 10. 9. 2019



Abb. 2: Blühendes *S. pyrenaicum*, 11. 6. 2020



Abb. 3: *Pedicularis sylvatica*, 10. 9. 2019



Abb. 4: Skihang nach der Mahd, 10. 9. 2019



Abb. 5: Grundblätter von *S. pyrenaicum* nach der Mahd, 10. 9. 2019



Abb. 6: Samen von *S. pyrenaicum* aus den Pyrenäen, Fundort 4 (links) und dem Schwarzwald, Fundort 2 (rechts)





emplaren den Abhang über seinen kompletten Höhengradient besiedelt haben, von 960 m am Fuß direkt oberhalb des Parkplatzes bis 1050 m nahe dem Gipfel des Schwarzkopfes. Sie konzentrieren sich dabei auf die vernässten Ränder der Piste, mit Nässezeigern wie *Juncus squarrosus* und insbesondere *Pedicularis sylvatica* (Abb. 3) als häufigen Begleitern. Demgegenüber zeichnen sich die vergleichsweise trockenen, leicht rückenartig gewölbten mittleren Bereiche durch zur Blütezeit Aspekt bildende Bärwurzbestände (*Meum athamanticum*) aus. Auch sonst ist die Vegetation des Skihanges insgesamt naturnah mit nur wenigen ruderalen Elementen (siehe Artenliste im Anhang) und der ausdauernden *S. pyrenaicum* als vollständig integriertem Bestandteil.

Die für *S. pyrenaicum* offensichtlich optimalen Standortverhältnisse sind vermutlich auf zwei Hauptfaktoren zurückzuführen. Zum einen die seit 2005 praktizierte winterliche Beschneidung (DE JONG & PINTO 2017), welche einen nicht unerheblichen Beitrag zur Vernässung der Randbereiche leisten dürfte. Zum anderen die im Spätsommer stattfindende Mahd (Abb. 4), wodurch die dann bereits ausgereiften Früchte über die Fläche verteilt werden, ohne dass die flach am Boden ausgebreiteten Grundblätter (Abb. 5) erfasst und beschädigt werden.

3. Samenmaße

Die gegenüber einem Beleg aus den Pyrenäen im Herbar des Erstautors größeren Früchte der Pflanzen vom Seibelseckle (Abb. 6) gaben Anlass zu einer quantitativen Erfassung der Samenmaße unter Einbeziehung von im Herbar des Naturkundemuseums Stuttgart vorhandener geeigneter Belege. Dazu wurden die nach Zerfall der reifen Spaltfrüchte vorliegenden Samen auf 0,1 mm genau mit Hilfe eines Eschenbach Fadenzählers vermessen. Die in der Tabelle zusammengestellten Ergebnisse zeigen signifikant größere Samen in Vogesen und Schwarzwald als in den Pyrenäen. Ob sich hier eine geographische Differenzierung andeutet lässt sich jedoch wegen des geringen Umfanges des ausgewerteten Materials nicht beurteilen.

Tabelle Samenmaße (mit Standardabweichung) verschiedener Aufsammlungen von *S. pyrenaicum* (* Ohne Griffelpolster).

Nr.	Fundort mit Sammler und Datum; [Anzahl der ausgewerteten Samen]	Länge* mm	Breite mm	Länge/Breite
1	Vogesen, Petit Ballon; leg. Maria Litzelmann 6.8.1989 [10]	4,58 (0,25)	2,85 (0,16)	1,61 (0,13)
2	Schwarzwald, Seibelseckle; leg. Bernd Sonnberger 18.8.2019 [75]	4,33 (0,43)	2,98 (0,55)	1,48 (0,21)
3	Pyrenäen, La Llagonne, étangs de la Serre, alt. 1750 m, leg. G. Bosc 30.8.1991 [8]	4,04 (0,17)	2,68 (0,18)	1,52 (0,14)
4	Pyrenäen, Waldbach im unteren Campcardós- Tal oberhalb Porta, zw. 1600-1700 m, leg. Bernd Sonnberger 5.8.2001 [33]	3,14 (0,22)	2,42 (0,19)	1,31 (0,16)





4. Status und Herkunft

Die Frage zum Status und zur Herkunft der Population am Seibelseckle lässt sich nur spekulativ beantworten. Einige mehr oder weniger wahrscheinliche Möglichkeiten wären z. B.:

- **Autochthones Vorkommen:** Der Fundort 4 auf der Tabelle zeigt, dass *S. pyrenaicum* nicht unbedingt auf vollständig waldfreie Standorte angewiesen ist und theoretisch am Rande der Moore des Hochschwarzwaldes („Grinden“) ursprüngliche Vorkommen besessen haben könnte. Diese Möglichkeit ist allerdings angesichts der langen floristischen Tradition im Schwarzwald für solch eine recht auffällige Pflanze (s. Bild 2) eher unwahrscheinlich.
- **Windverbreitung:** Die flachen, geflügelten Samen von *Selinum* und verwandter Gattungen sind eine offensichtliche Anpassung an Windverbreitung über kurze Distanzen (JONGEJANS & TELENUS 2001). Starkwindereignisse wie der Orkan Lothar am 26. 12. 1999 könnten theoretisch auch eine Verfrachtung über größere Entfernungen bewirkt haben - z. B. von den Vogesen über den Oberrheingraben bis in den Schwarzwald.
- **Einschleppung durch Baumaßnahmen:** Hier wären die 1934 in ihrem heutigen Verlauf über das Seibelseckle geführte Schwarzwaldhochstraße zu nennen, die Einrichtung des Skihangs selbst (der genaue Zeitpunkt wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht recherchiert), der Bau der Einkehrhütte und des Parkplatzes auf der Passhöhe, der des Skiliftes in den 1960er Jahren und die Installation der Schneekanonen im Jahr 2005.
- **Verschleppung durch den Skitourismus:** Diese recht naheliegende Vermutung gewinnt noch dadurch an Wahrscheinlichkeit, dass viele Vorkommen in den Vogesen (z. B. Champ du feu, Hohneck, Grand Ballon) sich ebenfalls auf oder in unmittelbarer Nähe von Skipisten befinden, s. Verbreitungskarte bei ANONYMUS (17. 09. 2020). Für eine Herkunft aus den Vogesen würden auch die ähnlichen Samenmaße sprechen (s. Tabelle).
- **Ansabung:** Das Ausbringen gebietsfremder Arten hat im Schwarzwald eine lange Tradition und wurde speziell im 19. Jahrhundert auch von namhaften Botanikern betrieben (HÜGIN 2005). Auch die Population am Seibelseckle könnte auf eine gezielte Aussaat oder Anpflanzung auf diesen Standort zurückgehen, der höhenmäßig und physiognomisch den natürlichen Standorten der Vogesenvorkommen jenseits des Oberrheingrabens entspricht.

Zu erwähnen ist noch, dass eine Nachsuche auf weiteren Skihängen in der Umgebung (Darmstädter Hütte, Ruhestein, Vogelskopf) trotz teilweise ähnlicher Standortverhältnisse wie am Seibelseckle keine weiteren Nachweise von *S. pyrenaicum* erbracht hat.

5. Danksagung

Wir danken Frau Anette Rosenbauer für den Zugang zum Herbar des Naturkundemuseums Stuttgart und Herrn Dr. Arno Wörz für die Zusammenstellung der Artenliste.



6. Literatur

- ALEJANDRE SÁENZ, J. A. & ESCALANTE RUIZ, M. J. (2015): *Selinum pyrenaicum* (L.) Gouan, taxon ajeno, por ahora, al Sistema Ibérico Septentrional. *Flora Montiberica* 59: 101-107.
- ANONYMUS (19.09.2020): Epikeros pyrenaicus auf: <https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-24011-repartition>.
- DE JONG, C. & PINTO, D. (2017): Environmental impacts of artificial snow and snow grooming on ski runs in the Alps and Black Forest. S. 142-147 in: *Proceedings of the III International Symposium on Physics, Chemistry and Mechanics of Snow* sect. IX, Yuzno-Sakhalinsk.
- GOMÉZ, D. (2003): *Selinum*. S. 308-312 in: NIETO, G. et al. (Hrsg.): *Flora Iberica* vol 10, Madrid.
- HÜGIN, G. (2005): Die Hochlagenflora (Farn- und Samenpflanzen) des Schwarzwalds und der Vogesen. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 75: 109-168.
- JONGEJANS, E. & TELENUS, A. (2001): Field experiment on seed dispersal by wind in ten umbelliferous species (Apiaceae). *Plant Ecology* 152: 67-78.
- REDURON J.-P. (2007): Epikeros Raf. Micrangélique. Ombellifères de France. *Société Botanique du Centre-Ouest, Nouvelle série spécial* 28: 1160-1167.
- TUTIN, T. G. (1968): *Selinum*. S. 355-356 in: TUTIN, T. G. et al. (Hrsg.): *Flora Europaea* vol. 2, Cambridge.

7. Anhang

Artenliste des Skihanges am Seibelseckle (erfasst von Arno Wörz, Wolfgang Ehmke und Bernd Sonnberger am 15. 8. 2020; * Philippe Verstichel, 10. 9. 2019)

Abies alba	Euphrasia nemorosa subsp. nemorosa	Luzula multiflora	subsp. alectorolophus
Acer pseudoplatanus	Euphrasia officinalis subsp. rostkoviana	Luzula sylvatica subsp. sylvatica	Rubus idaeus
Achillea millefolium	Euphrasia stricta	Lycopodium annotinum	Rumex acetosa
Agrostis capillaris	Fallopia sachalinensis	Maianthemum bifolium	Rumex acetosella subsp. angiocarpa
Alchemilla vulgaris agg.	Festuca filiformis	Matricaria discoidea	Rumex obtusifolius
Angelica sylvestris	Festuca rubra	Medicago lupulina	Salix caprea
Anthoxanthum odoratum	Galium album	Melampyrum pratense	Sambucus racemosa
Arrhenatherum elatius	Galium saxatile	Meum athamanticum	Selinum pyrenaicum
Artemisia vulgaris	Gnaphalium sylvaticum	Molinia arundinacea	Senecio ovatus
Athyrium filix-femina	Heracleum sphondylium	Molinia caerulea	Silene dioica
Betula pendula	Hieracium lachenalii	Nardus stricta	Solidago gigantea
Betula pubescens	Hieracium lactucella	Pedicularis sylvatica	Solidago virgaurea
Bistorta officinalis	Hieracium murorum	Phalaris arundinacea	Sorbus aria
Blechnum spicant	Hieracium piloselloides	Phleum pratense	Sorbus aucuparia
Calluna vulgaris	Hypericum perforatum	Phyteuma nigra*	Stellaria graminea
Campanula rotundifolia	Hypochaeris radicata	Picea abies	Taraxacum sect. Ruderalia
Cardaminopsis arenosa subsp. arenosa	Impatiens glandulifera	Picris hieracioides subsp. hieracioides	Teucrium scorodonia
Carex echinata	Juncus articulatus	Pinus sylvestris	Tilia cordata
Carex leporina	Juncus conglomeratus	Plantago lanceolata	Trifolium hybridum
Carex nigra*	Juncus squarrosus	Plantago major subsp. major	Trifolium pratense
Carex pilulifera	Juncus tenuis	Plantago media	Trifolium repens
Centaurea nigra subsp. nemoralis	Knautia dipsacifolia	Poa annua	Tripleurospermum perforatum
Cerastium holosteoides	Leontodon autumnalis var. pratensis*	Potentilla anserina	Tussilago farfara
Cirsium arvense	Leontodon hispidus	Potentilla erecta	Urtica dioica
Cirsium palustre	Leucanthemum ircutianum	Prenanthes purpurea	Vaccinium myrtillus
Dactylis glomerata	Linaria vulgaris	Prunella vulgaris	Vaccinium vitis-idaea
Deschampsia flexuosa	Linum catharticum	Pseudotsuga menziesii	Verbascum densiflorum
Digitalis purpurea	Lolium perenne	Pteridium aquilinum	Veronica officinalis
Dryopteris carthusiana	Lotus corniculatus	Ranunculus acris	Vicia cracca
Elymus repens	Lotus pedunculatus	Ranunculus repens	Vicia sepium
Epilobium angustifolium	Luzula luzuloides	Rhinanthus alectorolophus	
Epipactis helleborine			



Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.08	Seiten 175-189	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	----------------	------------------------------------

Wald im Wandel – Über einige Aspekte des Landschafts- und Florenwandels in den Waldgebieten im Raum Mannheim

THOMAS JUNGHANS

Zusammenfassung

Nach einem kurzen Abriss über die Veränderungen im Erscheinungsbild der Wälder in historischer Zeit werden die in den letzten Jahren gemachten Beobachtungen dargestellt, wobei neben der forstlichen Nutzung vor allem auf die durch Verschleppungen und Verwildierungen zurückgehende Ausbreitung von Zierpflanzen und Neophyten eingegangen wird, die maßgeblich zur Veränderung der Waldflora im Raum Mannheim beitragen.

Schlüsselwörter

Landschaftswandel, Waldflora, Neophyten, Zierpflanzen, Klimaerwärmung, Mannheim.

Forest change – some aspects of landscape and floristic change in the forests of Mannheim

Abstract

After a short consideration of forest modifications in ancient times recent observations were reported, besides the use of lumber especially the spreading of ornamental plants escaping from cultivation and other neophytes as main source of floristic change within the forests of Mannheim is discussed.

Key words

Landscape change, forest flora, neophytes, ornamental plants, climate warming, Mannheim.

Thomas Junghans, Rotdornweg 47, 33178 Borchten. tjunghans@t-online.de





1. Einleitung

Naturnahe Lebensräume sind im dicht besiedelten Rhein-Neckar-Gebiet um Mannheim einigermaßen selten, vor allem solche mit großen und zusammenhängenden Flächenanteilen. Unter diesen für den Natur- und Artenschutz bedeutsamen Makrohabitaten wurden die arten- und strukturreichen Gewässerränder von Neckar und Rhein sowie die mit einer ganz besonderen Flora ausgestatteten Sandgebiete an dieser Stelle bereits näher beschrieben (vgl. JUNGHANS 2015, 2019), nun soll ein genauerer Blick auf und in die Waldgebiete in und um Mannheim folgen.

Die Wälder im Raum Mannheim sind typischerweise als von Kiefern dominierte Trockenwälder ausgebildet und andererseits als von mehr oder weniger feuchte Standorte bevorzugenden Laubwäldern in Gewässernähe geprägt. Erstere finden sich großflächig im Süden (z.B. im Dossenwald in MA-Friedrichsfeld) und Norden (MA-Käfertal, MA-Schönau) der Stadt, während die Auenwälder im Westen unweit des Stadtzentrums am Rhein und an Altrheinarmen zu finden sind.

Aufgrund der in den Waldgebieten stattfindenden Nutzungen (v.a. forstlich, zur Trinkwassergewinnung, als Erholungsgebiet) sind die Waldflächen zwar teilweise stark beansprucht und die natürliche Dynamik dadurch reduziert, dennoch lässt sich gerade am Beispiel der aufgrund ihrer Größe, Lage und Struktur nicht zu übersehenden Wälder der Landschafts- und Florenwandel gut verstehen – und zwar sowohl die aus historischer Sicht über lange Zeiträume erfolgten Veränderungen wie auch die in den letzten Jahren und Jahrzehnten gemachten Beobachtungen, die als Folge der zunehmenden anthropogenen Dynamik zu Tage treten, zudem werden auch mögliche Auswirkungen der Klimaerwärmung zu betrachten sein. Dies erfolgt aus floristisch-geobotanischer Sicht, eine Auseinandersetzung mit dem aktuell wohl größten Problem der hochsommerlichen Trockenphasen und dem damit einhergehenden schlechten Waldzustand könnte nur aus forstwissenschaftlicher Perspektive kompetent dargestellt werden. Klar dürfte jedenfalls sein, dass der durch den Klimawandel erzwungene, durch zunehmenden Trockenstress notwendige Waldumbau zu weiteren und vermutlich recht tiefgreifenden Veränderungen im Erscheinungsbild der Wälder führen wird.

2. Landschaftswandel und Langzeitveränderungen der Wälder in historischer Zeit

Die in den letzten Jahren oder Jahrzehnten gemachten Beobachtungen der Veränderungen im Bereich der Wälder im Raum Mannheim sind bezüglich ihrer Folgen und ihrer Dimension nur vor dem Hintergrund der historischen Entwicklungen zu verstehen. Daher wird beispielhaft für Mannheim zunächst die Entstehung des seit 1899 zu Mannheim gehörenden Stadtteils Neckarau und die damit einhergehenden naturräumlichen Veränderungen der ursprünglichen Naturlandschaft beschrieben (siehe z.B. auch JUNGHANS 2003). Ausgeklammert werden hierbei allerdings die weniger offensichtlichen und meist nur indirekten Auswirkungen der Rheinkorrektion durch Tulla zwischen 1817 und 1870, die zu einem dramatischen Verlust von Offenstandorten (z.B. Kies- und Sandbänke) und zur Austrocknung der Altwasser sowie des flussnahen Waldes (v.a. des auf Überschwemmungen angewiesenen





Silberweiden-Auenwaldes) aufgrund der durch die Begradigung erfolgten Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und anschließende Eintiefung des Rheinstroms mit absinkendem Grundwasserspiegel geführt hat (siehe z.B. PHILIPPI 1982).

Die Wurzeln des heutigen Stadtteils Neckarau reichen bis in die Spätantike zurück, wo zunächst ein kleines römisches Kastell als Festungsanlage am Rheinufer entstand. Nach einer wechselvollen Geschichte durch die mittelalterlichen Jahrhunderte hindurch wird die Siedlung während des 30jährigen Krieges ausgeplündert und zerstört, auch spätere Besitzer bringen Krieg und Zerstörung mit der Folge einer starken Dezimierung der Bevölkerung und dem wirtschaftlichen Ruin der gesamten Region. Mit der 1870 erbauten Rheintalbahn hält das Zeitalter der Industrialisierung Einzug, bis heute prägen großflächige Industrie- und Gewerbeansiedlungen und Hafen- und Bahnanlagen neben den Wohnansiedlungen und der Verkehrsinfrastruktur das Bild.

Die naturräumliche Lage von Neckarau in einer Rheinschlinge südwestlich des Stadtzentrums wurde stark vom Ur-Neckar geprägt, dessen vor und nach den letzten Kaltzeiten ständig wechselnde Verläufe große Schuttmengen in den Rheingraben verbrachten und ablagerten und den Rhein im Bereich von Neckarau damit zu einer weit nach Westen ausgreifenden Umfließung zwangen. So wird die Errichtung einer Siedlung erst möglich, wobei sich die nur 2-3 Meter über dem Rheinpegel bei Normalwasserstand liegende Landfläche häufigen Hochwasserereignissen gegenüber sah, bei denen jeweils die ganze Ortschaft überschwemmt wurde, selbst der auf dem diluvialen Schutthügel liegende Ortskern samt Kirche. Zeiten der Überschwemmung wechselten mit extrem trockenen Zeiten ab, in denen das Korn auf den Äckern verdorrte und die Menschen dem drohenden Hungertod nur durch Auswanderung zu begegnen wussten. Man kann sich die gesamte Landschaft als ein System von Inseln vorstellen, wo wenige vom Wasser unbeeinflusste Flächen von größeren und kleineren Überschwemmungszonen umgeben waren. Der „Inselcharakter“ der Gemarkung schlägt sich dabei allerdings nicht nur im Namen nieder (von Neckar-Au, der Insel im Neckardelta), sondern prägt zudem auch Flurbezeichnungen wie „Au“, „Lache“, „Grube“, „Binsen“ etc..

Bis Ende des 18. Jahrhunderts liegt der kleinräumige inselartige Ortskern inmitten einer vom Rheinstrom geprägten und periodisch überschwemmten Naturfläche (siehe Abb. 1). Schon früh versuchen deshalb die hier lebenden Menschen den Widrigkeiten des Standortes (ständig wechselnde Hochwasser- und Dürreperioden) zu trotzen und die Natur auf vielfältige Art und Weise zu nutzen. Die etwas höher gelegenen Flächen in unmittelbarer Nähe des Ortskerns wurden eingedeicht und dienten als Ackerflächen. Die genaue Nutzungsform der bearbeiteten Flächen erschließt sich oft nur indirekt, z.B. aus alten, aber heute noch gültigen Gemarkungs- und Flurnamen. So deuten Bezeichnungen wie Aufeld, Fronäcker, Rübengewann, Flachsgewann etc. auf eine spezielle ackerbauliche Nutzung hin. Neben dem Ackerbau spielte die Viehhaltung eine große Rolle. Hier wurden auf den feuchteren Wiesen vor allem Rinder, Schweine und Schafe gehalten (Flurnamen wie Schäferslache, Niederweide, Alte Wiesen etc. verweisen auf die Nutzung des feuchten Graslandes als Weiden). Kleinere in der Landschaft befindliche Feldgehölze dienten der Fruchtgewinnung für Mensch und Vieh (Flurnamen: Aubäume, Nußbäume). Des Weiteren dienten verschiedene Sonderkulturen in Dorfnähe der Versorgung der Einwohner mit Tabak und Wein, der





Kräutergarten im Süden des Ortes lieferte dazu „Kraut und Rüben“ (Flurnamen: Wingert, Baum- und Dorfgarten).

Den größten Teil der Fläche nahm jedoch der nicht ackerbaulich nutzbare Neckarauer Wald ein, der aufgrund des Urwaldcharakters der typischen Auenvegetation auch als „Busch“ bezeichnet wurde. Im Vordergrund standen die Bau- und Brennholzgewinnung sowie die Waldweide, daneben war der Wald ein bedeutendes Jagdrevier. Bei den kurfürstlichen Jagden wurden vor allem Wildschweine erlegt, große Bedeutung hatte aber auch die Jagd auf Großvögel, wie die bereits seit langer Zeit hier ausgestorbenen Trappen. Steigende Bevölkerungszahlen machten bald eine Vergrößerung der landwirtschaftlichen Nutzfläche erforderlich, so dass auch Teile des Neckarauer Waldes zu Ackerland entwickelt wurden. Der Flurname Neurott (= „neu gerodet“) macht die veränderte Nutzungsform deutlich. Ebenso erfordern nach 1848 hohe Kriegsschulden das Abholzen und den anschließenden Verkauf von Bäumen: Das heute noch bestehende Rottfeld (= „gerodetes Feld“) entsteht.

Für Jahrhunderte dominiert die Land- und Waldwirtschaft das Wirtschaftsleben der Region, wobei sie im 19. Jahrhundert ihre Blüte erreicht. Die Naturlandschaft wurde dabei allerdings in großem Maße zurückgedrängt, mit der Folge, dass heute – mit dem Waldpark und der ca. 100 Hektar großen und seit 1950 unter Naturschutz stehenden Reißinsel – die Rheinauenvegetation nur noch fragmentarisch vorhanden ist. Dabei gehört dieses Schutzgebiet nicht nur zum naturschützerischen „Tafelsilber“ Baden-Württembergs, sondern beinhaltet auch ein Naturreservoir von internationaler Bedeutung. Da der Rhein hier nicht begradigt und ausgedeicht ist, konnte sich eine recht naturnahe Auenlandschaft erhalten, wie sie am Oberrhein sonst kaum noch zu finden ist. Aber selbst ehemals weit verbreitete auwaldtypische Pflanzen wie die Wilde Weinrebe sind nur noch in wenigen Exemplaren vorhanden. Von großer Bedeutung ist der Auwald aber vor allem als Brutgebiet für Vögel, rund 60 Vogelarten brüten hier, darunter z.B. der mittlerweile selten gewordene farbenprächtige Eisvogel.

Seit frühester Zeit bildet der aus Schuttablagerungen des Neckars aufgebaute und damit 2-3 Meter über der umgebenden Fläche gelegene Ortskern das Zentrum und den Ausgangspunkt der Siedlungsentwicklung (siehe Abb. 1). Diese verläuft zunächst sehr langsam, was mehr oder weniger bis zur beginnenden Industrialisierung am Ende des 19. Jahrhunderts so bleibt. In den 1880er Jahren kommt es zu einer ersten Erweiterung der Siedlung nach Süden in den Bereich des von den Dorfbewohnern genutzten Kräutergartens. Der zunehmenden Industrialisierung folgt wiederum ein Anstieg der Einwohnerzahl, wodurch wieder größere Flächen zur Wohnraumgewinnung (aber auch für Sport- und Freizeitanlagen) verbaut werden müssen und umgekehrt. Der Ort wächst in der Folge sowohl in südlicher als auch nördlicher Richtung, bis 1906 hat sich die Bevölkerungszahl verdoppelt. Schließlich verzeichnet die Entwicklung der letzten 50 Jahre eine weitere Verbauung, diesmal jedoch rheinwärts, hier entstehen in der attraktiven Randlage der Gemarkung neben Mehrfamilienhäusern vor allem Ein- und Zweifamilienhäuser, wofür bislang nur extensiv genutzte Flächen wie Wiesen, Weiden und Ruderalstandorte in Bauland umgewandelt werden.

Ganz ähnlich verlaufen die Entwicklungen im Bereich der Sandkiefernwälder, die vor allem mit Beginn der Industrialisierung im 19. Jahrhundert größere Flächenverluste erfahren. So schaffen umfangreiche Rodungen z.B. im Mannheimer Norden die Grundlage für



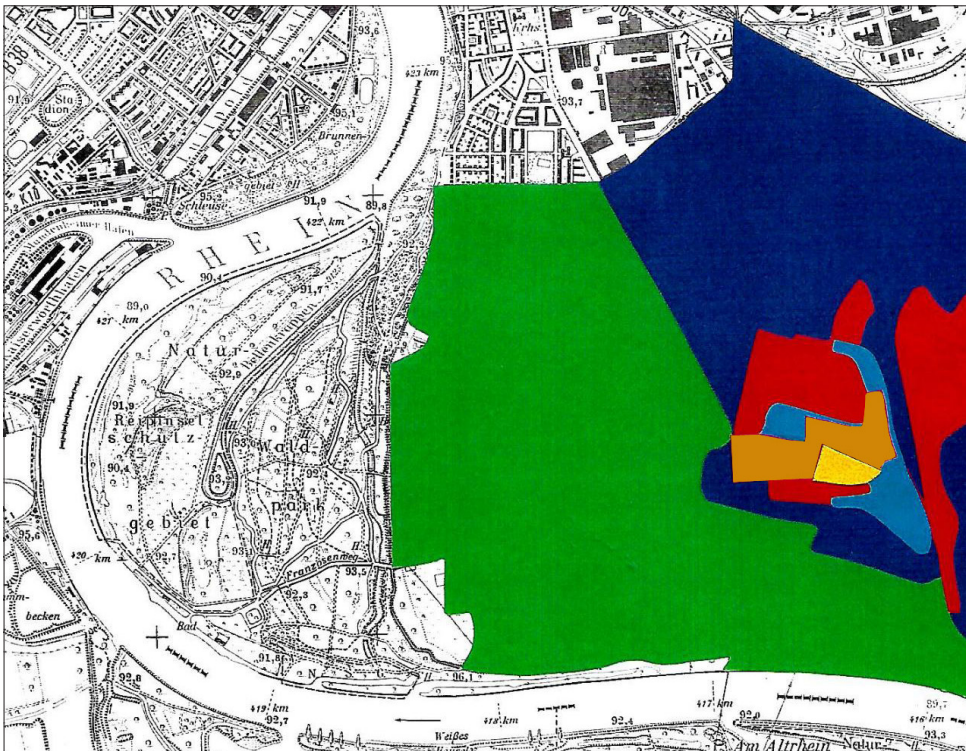


Abb. 1: Komprimierte Darstellung des Landschaftswandels von Neckarau seit dem 17. Jahrhundert. Als „Basis“ dient die Topographische Karte 1:25000 von Mannheim-Südwest (MTB 6516). Gelb: Ortskern bis 1622; Ocker: Siedlungsraum bis 1780; Hellblau: Siedlungsraum bis 1884; Rot: Erweiterungen bis 1906; Dunkelblau: Erweiterungen der 1950er und 1960er Jahre; Grün: Siedlungsentwicklung der letzten Jahre.

die Entwicklung des Stadtteils Waldhof – verkehrstechnisch günstig an einem Altrheinarm gelegen – zum Industriezentrum (Glaswerk, Zellstoff-Fabrik, Chemische Industrie). Der übrig gebliebene Käfertaler Wald, das zur Kurfürstenzeit bevorzugte Jagdrevier, dient heute neben forstlichen Zwecken vor allem als wichtiges Naherholungs- und Wasserschutzgebiet (siehe z.B. auch WAWRIK 1999). Jahrzehntlang wurden der Wald und die offenen Sandflächen zudem von der US-Army als militärisches Übungsgelände genutzt. Seit deren Abzug werden die ehemaligen Kasernenflächen (z.B. Benjamin-Franklin-Village) als Wohngebiete ausgebaut, wobei diese bis direkt an den Rand der Waldflächen heranreichen.

3. Dynamik der rezenten Waldveränderungen und Folgen der Klimaerwärmung

Die wichtigsten Nutzungsformen im Bereich der Wälder – zum einen die Holzgewinnung, zum anderen die vielfältigen Formen der Freizeitgestaltung und Naherholung – führen zu zahlreichen Konflikten mit dem Natur- und Artenschutz, von denen hier nur einige erwähnt werden können. So führt die notwendige Holzentnahme durch entstehende Rü-



Abb. 2: Blick in einen Silberweiden-Auenwald bei frühsummerlichem Hochwasser.



Abb. 3: Sand-Kiefernwald im Norden von Mannheim.



Abb. 4: Leonurus cardiaca breitet sich seit vielen Jahren im Bereich der Kiefernwälder im Norden von Mannheim aus.



Abb. 5: Die vor allem im Alpenvorland vorkommende Grüne Nießwurz (Helleborus viridis) als Gartenflüchtling im Käfertaler Wald.





ckegassen zu einer erheblichen Störung der Bodenvegetation und der Bildung zumindest kurzzeitiger praktisch vegetationsfreier Flächen, die von den vielfach entlang der Wege gepflanzten Gewächse (hier vor allem die Mahonie, siehe weiter unten) sehr schnell besiedelt werden können, wodurch deren teils rasante Ausbreitung erheblich gefördert wird. Eine den Natur- und Artenschutz einbeziehende Planung wäre allerdings nicht nur bei der Holzentnahme, sondern auch beim Lagern der Stämme entlang der Waldwege nötig. Diese verbleiben teils länger an Ort und Stelle und beeinträchtigen aufgrund ihrer nicht eben geringen flächenmäßigen Ausdehnung die Flora der Waldsäume, dies wurde z.B. über Jahre immer wieder im Bereich eines Vorkommens der Bocks-Riemenzunge (*Himantoglossum hircinum*) beobachtet, immerhin eine besonders streng geschützte Art! Auch die durch die Forstämter beauftragten oder selbst durchgeführten Pflegemaßnahmen fallen oft viel zu umfangreich aus, etwa wenn nicht nur die direkt angrenzenden Ränder von Waldwegen gemäht werden, sondern auch noch die anschließenden Trockenrasen auf vier bis fünf Metern Breite, zudem zu mehreren Terminen inmitten der Vegetationszeit, wobei im Bereich des Käfertaler Waldes ein Vorkommen des in Mannheim stark gefährdeten Kugel-Lauchs (*Allium sphaerocephalon*) wahrscheinlich endgültig vernichtet wurde (JUNGHANS 2014). Auch das bemerkenswerte Vorkommen des Taubenkropfes (*Silene baccifera*) am Rande eines Silberweiden-Auenwald-Restes am Altrhein in der Nähe des Industriehafens wird seit vielen Jahren immer wieder von einer übertriebenen Mahd beeinträchtigt, außerdem haben die in den letzten Jahren durchgeführten Baumaßnahmen in der Nähe des Wuchsorts zu erheblichen Verlusten geführt (siehe JUNGHANS 2005, 2012a). Die in vielen Teilen Deutschlands seltene bzw. regional gefährdete Art ist in Baden-Württemberg vom Aussterben bedroht, für den Raum Mannheim wurde sie letztmals in den 1820er Jahren erwähnt (ZIMMERMANN 1906). In Jahren mit eher geringer Beeinträchtigung und daher guter Entwicklung des Taubenkropfes kann an einigen Stellen noch das ursprüngliche Erscheinungsbild der für licht- und nährstoffreiche Außenränder von Auenwäldern typischen „Schleiergesellschaften“ beobachtet werden, wenn die bis auf eine Höhe von rund zwei Metern an Gehölzen wie dem Holunder emporrankenden Pflanzen in dichten Schleiern herabhängen.

Ein nicht unwichtiger Faktor für Einschleppungen von Pflanzen scheint auch der Waldwegsbau zu sein, in dessen Zuge Arten wie der Rote Fingerhut (*Digitalis purpurea*) oder die Tollkirsche (*Atropa belladonna*) an einigen Stellen im Bereich des Käfertaler Waldes auftreten – beides Pflanzen, die früher nie im nördlichen Oberrheingebiet um Mannheim vorkamen. Auch das Gewöhnliche Echte Herzgespann (*Leonurus cardiaca* ssp. *cardiaca*) scheint vom Wegebau und den im Bereich der Waldränder erfolgenden Pflegemaßnahmen zu profitieren, da sich die Pflanze entgegen dem allgemeinen Trend seit Jahren in Mannheim ausbreitet. Mittlerweile kommt sie an vielen Stellen sehr zahlreich vor, wobei sowohl leicht gestörte Wegränder von Laubwäldern sowie sandige Ränder von Robinienwäldern besiedelt werden. Vor allem die teils linienartigen großen Bestände beiderseits der Grenzschnaise lassen auf eine Ein- oder Weiterverschleppung durch waldwegebauliche oder forstliche Maßnahmen schließen, wobei die Pflanzen stellenweise mehrere Meter in den Wald vorgedrungen sind. Bei einer intensiven Suche ließen sich hier vermutlich noch weitere Vorkommen entdecken, vor allem im angrenzenden südhessischen Gebiet dürfte die Sippe ebenfalls vorhanden sein. Besonders bemerkenswert ist bei den Vorkommen rund um Straßenheim und MA-Vogelstang (z.B. im Bereich des Naturschutzgebiets „Vieh-





Abb. 6: Noch sehr selten in Siedlungsnähe verwildert anzutreffen: Der Kirschlorbeer (*Prunus laurocerasus*) im Bereich des Käfertaler Waldes.



Abb. 7: Die Amerikanische Kermesbeere (*Phytolacca americana*) findet sich häufig im Unterwuchs der Laub- und Kiefernwälder im Norden von Mannheim.



Abb. 8: Der vor allem im Herbst auffällige Wilde Wein (*Parthenocissus inserta*) ist sowohl in den Kiefernwäldern wie auch in Auenwäldern ein häufiger und längst eingebürgerter Neophyt.



Abb. 9: Der Taubenkropf (*Silene baccifera*) bildet herabhängende „Schleier“ am Rande eines Auenwald-Restes in der Nähe des Industriehafens.





wäldchen, Apfelkammer und Neuwäldchen“), dass die Pflanzen hier den Wechsel von siedlungstypischen hin zu relativ naturnahen Standorten vollzogen haben – ein Prozess, der bislang mehr oder weniger unbemerkt geblieben ist (JUNGHANS 2013b). Ähnlich wie *Leonurus* scheint sich auch *Melica transsilvanica* auf naturnahen Flächen etablieren zu können, jedenfalls kommt die seit etwa 2006 hier beobachtete Pflanze mittlerweile an einigen Stellen im Bereich der Sandkiefernwälder vor (JUNGHANS 2012b, 2019).

Dazu kommt der Eintrag meist neophytischer Arten wie der Japanischen Aukube (*Aucuba japonica*), Italienischer Aronstab (*Arum italicum*) oder Hasenglöckchen (*Hycinthoides non-scripta*) zumeist wohl über entsorgte Gartenabfälle, was sich aus der unmittelbaren Nähe der Wuchsorte zu Waldparkplätzen schließen lässt. Dazu gesellen sich Verwildierungen von zumeist als Zierpflanzen verwendeten Arten aus privaten Gärten oder auch öffentlichen Anpflanzungen, die an siedlungsnahen Waldrändern auftreten, wie etwa der in Baden-Württemberg seltenen und vor allem im Alpenvorland vorkommenden Grünen Nießwurz (*Helleborus viridis*) und der Kirschlorbeer (*Prunus laurocerasus*) im Käfertaler Wald oder der Hopfenstrauch (*Ptelea trifoliata*) am Waldrand beim Wasserwerk Käfertal. Rund um großflächige Kleingartenanlagen finden sich ebenfalls zahlreiche Verwildierungen wie z.B. stattliche Pflanzen des Goldregens (*Laburnum anagyroides*) am Waldsaum oder der Muskateller-Salbei (*Salvia sclarea*) im Wegsaum des Kiefernwaldes zwischen Käfertaler Wald und Viernheimer Heide.

Unter den zur forstlichen Nutzung eingeführten und in den Mannheimer Wäldern angepflanzten nichteinheimischen Baumarten haben sich vor allem der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) weit ausgebreitet. So wird etwa der Laubwald im Käfertaler Wald im Norden Mannheims an nicht wenigen Stellen vom Götterbaum dominiert, wobei bereits mehrere Generationen am horizontalen Waldaufbau beteiligt sind. Und dies obwohl die Pflanze erst seit ca. 1900 in Baden-Württemberg angepflanzt wird, über erste subsponthane Vorkommen berichtet ZIMMERMANN (1907: 119): „In den Anlagen von Mannheim und auf einem Lagerplatz verwildert (Juli 1906)“. Erst in der Folge der enormen Zerstörungen durch den Zweiten Weltkrieg entstehen mit den Trümmerflächen geeignete Lebensräume in Mannheim. Da HEINE (1952) die Art nicht aufführt, verwildert der Götterbaum offensichtlich erst seit etwa Mitte der 1950er Jahre in nennenswertem Maße und ist heute vor allem auf urban-industriellen Standorten sowie auf Ruderalstandorten weit über das Stadtgebiet verbreitet, wo sich nicht selten auch Vorwaldstadien bilden, wie z.B. im Bereich der Gleisfelder am Hauptbahnhof.

Die in den Sandgebieten ebenfalls weit verbreitete und häufige Robinie (*Robinia pseudoacacia*), die ursprünglich aus dem östlichen Nordamerika stammt, wird in Mannheim seit Ende des 18. Jahrhunderts angepflanzt. In Mannheim eingeführt wurde die Pflanze durch den Botaniker FRIEDRICH KASIMIR MEDICUS. Dieser begann 1765 mit den Vorarbeiten zum Aufbau des Kurfürstlichen Botanischen Gartens, der bereits 1768 über 1200 (!), teilweise recht seltene Arten enthielt (WAWRIK 1987). MEDICUS galt der „unächte Akazienbaum“ als Forstbaum der Zukunft. Die erste Verwildierung wurde von SCHMIDT (1857: 58) aus Heidelberg beschrieben, heute ist die Art in den Trockenwäldern der Sandgebiete um Mannheim und Heidelberg teilweise bestandsbildend (NEFF 1998).





Abb. 10: Ab Anfang März lässt sich der Blaustern (*Scilla bifolia*) beobachten, die nach der Bundesartenschutzverordnung besonders geschützte Art besitzt im Mannheimer Waldpark noch eines der flächenmäßig größten Vorkommen in Baden-Württemberg.



Abb. 11: Eine der großen floristischen Besonderheiten ist ein Vorkommen von *Orobanche hederæ* in der Nähe des Wasserwerks im Käfertaler Wald.

Dazu gesellt sich der Eschen-Ahorn (*Acer negundo*), der aufgrund einer großen ökologischen Amplitude sowohl im Bereich der Trockenwälder wie auch im Auenwald in Mannheim sehr häufig ist. Vor allem die Vorkommen in den Feuchtwäldern sind problematisch, da die Pflanze dort aufgrund einer hohen Überschwemmungstoleranz die Silberweide als dominierende Baumart abzulösen vermag (BAUMGÄRTEL 2008).

Die oben beschriebenen mehr oder weniger direkt erfolgenden anthropogenen Eingriffe haben sicher den größten Anteil an den Veränderungen im Bereich der Wälder. Hinzu kommen mögliche indirekte Auswirkungen des Klimawandels. Zu den Veränderungen, die als Folge der Klimaerwärmung gedeutet werden, gehört die als „Laurophyllisation“ bezeichnete Ausbreitung immergrüner gebietsfremder Gehölze, die zunächst am Südrand der Alpen im insubrischen Florengebiet beobachtet wurde (z.B. KLÖTZLI et al. 1996). Vor allem die in den letzten Jahren festgestellten Ausbreitungstendenzen des Kirschlorbeers (*Prunus laurocerasus*) und der Mahonie (*Mahonia aquifolium*) werden zumeist in diesem Sinne interpretiert (z.B. BERGER et al. 2007, HIMMLER 2008, HETZEL 2011). Der These einer vor allem klimatisch begründeten Arealerweiterung stehen allerdings einige Tatsachen entgegen: So breiten sich Arten wie z.B. *Prunus laurocerasus* oder *Mahonia aquifolium* auch in winterkühlen Regionen aus (KOWARIK 2003), außerdem ist vor allem die starke Ausbreitung der Mahonie in den letzten Jahren bzw. Jahrzehnten (zumindest im Raum Mannheim) Ausdruck zahl-





und umfangreicher Störungen im Bereich der Wälder (JUNGHANS 2010, 2016): Im Rahmen von Untersuchungen wurden den Beständen von *Mahonia aquifolium* im Raum Mannheim (Käfertal-Viernheimer Wald) Störungsgrade von 1 (ungestört) bis 5 (stark gestört) zugeordnet. Als Störungen wurden neben wahrscheinlicher oder möglicher Anpflanzung auch Holzeinschlag, Befahren oder die Wühltätigkeit von Wildschweinen gewertet. Die Auswertung der Daten zeigt dabei eine exponentielle Korrelation zwischen Störungs- und Deckungsgrad. Auf den am stärksten gestörten Flächen wie Wald- und Wegrändern kann Mahonia Deckungsgrade von über 80% erreichen. Generell nehmen die Deckungsgrade mit der Entfernung von Waldwegen und Siedlungsrändern zwar ab, dennoch werden auch in Entfernungen von 30-40 Metern zu den nächstgelegenen Wegen durch Holzeinschlag oder Wildschweine immer wieder offene Stellen geschaffen, auf denen die Mahonie zu 25-40% vorhanden ist. Auf wenig bis kaum gestörten Waldflächen sinken die Deckungsgrade unter 5%, wobei auf siedlungsnahen Flugsand- und Binnendünenbereichen bereits bis zu 10% der Flächen von Mahonia bedeckt sein können. Dass die Deckungsgrade von *Mahonia aquifolium* entlang eines Störungsgradienten exponentiell zunehmen, bestätigt die von BRANDES (2005) geäußerte Feststellung, „dass Neophyten geradezu als Bioindikatoren für Störungen und Missmanagement“ gelten können.

Der im 16. Jahrhundert aus Ostasien nach Mitteleuropa eingeführte Kirschlorbeer (*Prunus laurocerasus*), der mittlerweile in Europa weit verbreitet auftritt (z.B. MEDUNA et al. 1999, BERGER et al. 2007) ist in den Wäldern im Raum Mannheim nur selten zu finden (bislang konnten erst zwei verwilderte Pflanzen in Siedlungsnähe im Bereich des Käfertaler Waldes gefunden werden). Im Raum Heidelberg gibt es dagegen zahlreiche Verwilderingen im Bereich des Stadtwaldes und an Waldrändern der Bergstraße, besonders oft ist sie in der Nähe von Anpflanzungen in Wäldern zu finden (z.B. beim Bergfriedhof; siehe VESSELINOV LALOV 2008). Hier wie auch in Mannheim sind es vor allem kleinere und bis etwa 10 Jahre alte Individuen. Da die Pflanze aber durchaus zu etwa sechs Meter hohen Bäumen heranwachsen kann, dürfte es sich wohl überwiegend um Verwilderingen von in der Nähe angepflanzten Exemplaren handeln. Selbstständige Ausbreitungen aus bereits verwilderten Beständen (mit entsprechender Alterstruktur) sind somit offensichtlich sehr selten, so dass man wohl noch nicht von einer Einbürgerung der Art sprechen kann. Außerdem muss darauf hingewiesen werden, dass es häufig sehr schwierig ist, echte Verwilderingen festzustellen: Neben Ansaubungen oder entsorgten Gartenabfällen kann es sich im Einzelfall z.B. um Relikte ehemaliger Anpflanzungen handeln, die nicht mehr als solche erkannt werden können oder eine „subspontan aufkommende Jungpflanze“ könnte auf ein neu austreibendes, ursprünglich aber angepflanztes und unabsichtlich abgemähtes Individuum zurückgehen etc.

Parallel mit der in den letzten Jahren enorm gestiegenen Beliebtheit unter Gartenbesitzern verbunden mit entsprechend häufiger Nutzung vor allem als Heckenpflanze traten in den 1990er Jahren erste Verwilderingen in der Region auf, z.B. im nordbadischen Sandhausen (MAZOMEIT 2005). Derselbe Autor geht davon aus, dass „*Prunus laurocerasus* inzwischen subspontan auch in der Pfalz innerhalb und im Umfeld fast aller Städte vorkommen dürfte“ (MAZOMEIT 2012), nach LANG & WOLFF (2011) findet sich der Kirschlorbeer subspontan vor allem im Raum Landau sowie in der Rheinebene zwischen Germersheim, Speyer und dem Raum Mannheim-Ludwigshafen.





In anderen Regionen Deutschlands tritt die Pflanze bereits deutlich häufiger auf, so z.B. in Stadtwäldern und Parks im Ruhrgebiet, wo auf 21% der untersuchten Waldflächen *Prunus laurocerasus* nachgewiesen werden konnte, wobei dessen Ausbreitung „allerdings bisher meist von angepflanzten Individuen in benachbarten Gärten oder Forsten ausgeht“ (HETZEL & SCHMITT 2013). Zudem ist eine invasive Ausbreitung auch aufgrund einer nur mäßigen Verjüngung und einer geringen Ausbreitungstendenz des Kirschlorbeers (KOWARIK 2003) kaum zu erwarten. Die bislang noch wenigen Nachweise in Wäldern im Raum Mannheim sprechen somit eher dafür, dass weniger thermische Aspekte entscheidend sind – mit einer Frosthärte bis -24°C (BERGER et al. 2007) ist der in zahlreichen Sorten im Fachhandel angebotene Kirschlorbeer auch nicht auf besonders wintermilde Lagen angewiesen – sondern vielmehr die große Beliebtheit als Gartenpflanze und damit zwangsläufig zusammenhängende Verwildierungen und Verschleppungen, wofür ebenfalls die Art der Standorte spricht (Bahngelände, Siedlungsränder, Waldwege, Gärten, städtische Grünflächen und Parkanlagen, Stadtwälder etc.). Des Weiteren können z.B. auch populationsbiologische Aspekte von Tieren eine Rolle spielen, wobei die teilweise deutlich gestiegene Anzahl möglicher Ausbreitungsvektoren (Vögel, Eichhörnchen etc.) für eine Zunahme erfolgreicher Ausbreitungsereignisse verantwortlich sein können (HETZEL & SCHMITT 2013). Für den Nachweis eines direkten Zusammenhangs mit der Klimaerwärmung und einer daraus resultierenden Förderung der Art fehlen außerdem bislang noch entsprechende Belege, z.B. zur Korrelation zwischen Temperaturerhöhung und reproduktionsbiologischen Aspekten wie Blütenansatz, Fruchtansatz, Keimraten, Überlebensrate von Keimlingen usw. Weitere immergrüne Arten wie die in der nördlichen Oberrheinebene sehr seltene bis fehlende Stechpalme (*Ilex aquifolium*) kommen an einigen Stellen des Käfertaler Waldes vor, allerdings kaum weiter als 100 Meter vom Siedlungsrand entfernt, was für Verwildierungen oder auch Ansaubungen spricht, eine Ausbreitung ist jedenfalls nicht zu erkennen. Zudem stellt die in den letzten Jahren vielfach beschriebene „explosionsartige“ Ausbreitung der wärmeliebenden Walnuss (*Juglans regia*) auch im wärmebegünstigten Oberrheingebiet ein relativ neuartiges Phänomen dar (JUNGHANS 2013a).

4. Ausblick

Die ursprünglich auch im Raum Mannheim entsprechend der in Mitteleuropa vorherrschenden Klimaxvegetation vorhandenen und von Buchen und Eichen dominierten Wälder wurden bereits im Spätmittelalter durch ausgeprägte Rodungen dezimiert. Die bis ins 18. Jahrhundert praktizierte Waldweide sorgte neben der Streuentnahme und der Brennholzgewinnung für eine Verarmung der Böden, auf der letztlich nur noch die natürlicherweise kaum bis wenig vorkommende Wald-Kiefer gedeihen konnte, bevor man im ausgehenden 18. Jahrhundert mit einer planmäßigen Forstwirtschaft und also der großflächigen Anpflanzung ebendieser Art begann. Nur auf den bis heute noch regelmäßig durch Hochwässer überfluteten und damit mit nährstoffreichem Schlick versorgten rheinnahen Flächen konnten sich Laubwälder entwickeln. Natürliche Prozesse führen dabei zu einer fortgesetzten Veränderung des Landschaftsbildes über lange Zeiträume. Das Ausmaß und die Dimension anthropogener Eingriffe in den Naturhaushalt im Raum Mannheim macht das Beispiel der Siedlungsentwicklung des Stadtteils Neckarau deutlich, welcher im Verlauf der letzten knapp 400 Jahre eine dramatische Modifizierung der über Jahrtausende gewachse-





nen Naturlandschaft und eine Überlagerung der Dynamik natürlicher Einflussgrößen erleben musste. Die Ursachen hierfür sind die direkten und indirekten Begleiterscheinungen der urban-industriellen Siedlungsentwicklung, wie sie aus Trockenlegungen, Abholzen des Waldes, Flusslaufkorrekturen, Eintrag von Immissionen, Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzfläche, Bodenversiegelungen durch den Straßen- und Siedlungsbau etc. resultieren. Die auf das gut 430fache (!) angewachsene Fläche des besiedelten Raumes wird heute von 67mal so vielen Menschen bewohnt, verglichen mit der Siedlungsgröße und der Bevölkerungszahl zur Mitte des 17. Jahrhunderts. Und trotz leicht zurückgehender Einwohnerzahlen steigt der Naturverbrauch stetig an. Die fortschreitende Verdrängung, Reduzierung und Zerstörung der Naturlandschaft in Raum und Zeit führt dabei zu einem Verlust der biologisch-ökologischen Funktionen von Boden, Vegetation, natürlichen Gewässern etc. als Lebensräume von Pflanzen und Tieren, Speicher-, Transport-, Filter-, Anreicherungs- und Puffermedien. Dadurch kommt es zur Entstehung neuer und zur Verschärfung bereits bestehender Problemfelder wie verminderte Grundwasserneubildung, Erhöhung des Hochwasserabflusses in den natürlichen Gewässern, höhere und in Art und Struktur veränderte Niederschläge, höhere Jahresmitteltemperaturen, höhere maximale Temperaturunterschiede, stark verminderte Verdunstung, verringerte Windgeschwindigkeiten uvm., die in ihrer Gesamtheit zu einer Veränderung des Wasserhaushalts, des Klimas, der Zusammensetzung natürlicher Lebensgemeinschaften, der Verschiebung natürlicher Gleichgewichte etc. führen können. Dazu kommen Nutzungskonflikte, die aus den Anforderungen der Menschen vor allem in Bezug auf Erholung und Freizeitgestaltung und einer daraus resultierenden wachsenden Beanspruchung des verbliebenen Naturraums durch Reiter, Jogger, Camper, Badegäste, Spaziergänger, Mountain-Biker etc. führen.

Massive anthropogene Eingriffe liegen auch den geschilderten Florenveränderungen durch Verwilderungen von Zierpflanzen und anderen Neophyten zugrunde, auch die von forstlichen Tätigkeiten ausgehenden Veränderungen überragen mögliche direkte Auswirkungen der Klimaerwärmung wie die Veränderung der Artenzusammensetzung aufgrund der Ausbreitung immergrüner, florenfremder Arten zumindest bisweilen deutlich. Daher können Ausbreitungstendenzen klimasensitiver (wärmeliebend oder kälteempfindlich) gebietsfremder Gehölze nicht als direkte Folge der Klimaerwärmung angesehen werden (HETZEL & SCHMITT 2013). Sicher dürfte jedoch sein, dass der Wald sich auch zukünftig weiter wandeln wird.

5. Literatur

- BAUMGÄRTEL, R. (2008): Der Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) am nördlichen Oberrhein. Beitrag zur naturschutzfachlichen Einschätzung eines Neophyten. Botanik und Naturschutz in Hessen 21: 5-9.
- BERGER, S., SÖHLKE, G., WALTHER, G-R., POTT, R. (2007): Bioclimatic limits and range shifts of cold-hardy evergreen broad-leaved species at their northern distributional limit in Europe. Phytocoonologia 37 (3-4): 523-539.
- BRANDES, D. (2005): Neophyten und Biodiversität. Abhandlungen der BWG 54: 25-37.
- HEINE, H. (1952): Beiträge zur Kenntnis der Ruderal- und Adventivflora von Mannheim, Ludwigshafen und Umgebung. Jahresber. Ver. Naturk. Mannheim 117/118: 85-132.
- HETZEL, I. (2011): Ausbreitung nicht-einheimischer Zier- und Nutzgehölze in urbanen Wäldern im Ruhrgebiet – eine Auswirkung des Klimawandels? Conturec 4: 101-112.



- HETZEL, I., SCHMITT, T. (2013): Klimasensitive gebietsfremde Gehölze in Wäldern im Ruhrgebiet. *Natur in NRW* 4: 35-39.
- HIMMLER, H. (2008): Indikatoren für den Klimawandel in der Flora der Pfalz. *Pollichia-Kurier* 24 (2): 12-18.
- JUNGHANS, TH. (2003): Landschaftswandel und Naturschutz am Beispiel von Mannheim-Neckarau. *Badische Heimat* 83(3): 516-520.
- JUNGHANS, TH. (2005): *Cucubalus baccifer* L. in der Nördlichen Oberrhein-Niederung: Ein bemerkenswerter Neufund in Mannheim. *Flor. Rundbr.* 39: 51-56.
- JUNGHANS, TH. (2010): Sind invasive Neophyten geeignete Indikatoren für den Klimawandel? *Pollichia-Kurier* 26 (2): 6-8.
- JUNGHANS, TH. (2012a): Einige Anmerkungen zum Vorkommen des Taubenkropfes (*Cucubalus baccifer*) in Mannheim aus Sicht des Naturschutzes. *Pollichia-Kurier* 28 (3): 16-18.
- JUNGHANS, TH. (2012b): Das Siebenbürger Wimper-Perlgras (*Melica transsylvanica*) in Mannheim: Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungsdynamik. *Pollichia-Kurier* 28 (4): 9-11.
- JUNGHANS, TH. (2013a): Die Ausbreitung der Walnuss als Indiz für die Klimaerwärmung? *Pollichia-Kurier* 29 (4): 10-13.
- JUNGHANS, TH. (2013b): Zur Verbreitung des Gewöhnlichen Echten und Zottigen Echten Herzgespanns (*Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca* und subsp. *villosus*) in Mannheim. *Pollichia-Kurier* 29 (1): 13-16.
- JUNGHANS, TH. (2014): Verbreitung und Gefährdung des Kugel-Lauchs (*Allium sphaerocephalon*) im Raum Mannheim. *Pollichia-Kurier* 30 (2): 8-9.
- JUNGHANS, TH. (2015): Die Uferböschungen von Neckar und Rhein im Raum Mannheim als ökologisch bedeutsame Pflanzenstandorte. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 21 (4): 701-718.
- JUNGHANS, TH. (2016e): Zur Ausbreitung wärmeliebender und immergrüner Adventivgehölze im Kontext der Klimaerwärmung. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 22 (1): 85-104.
- JUNGHANS, TH. (2019): Binnendünen und Flugsandgebiete im Raum Mannheim – Ökologie und Dynamik der bemerkenswerten Sandflora. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 22 (4): 635-652.
- KLÖTZLI, F., WALTHER, G.-R., CARRARO, G., GRUNDMANN, A. (1996): Anlaufender Biomwandel in Insubrien. *Ver. Ges. Ökologie* 26: 537-550.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 380 S., Ulmer: Stuttgart.
- LANG, W., WOLFF, P. (2011): Flora der Pfalz. 1. CD-Auflage. Pfälzische Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften.
- MAZOMEIT, J. (2005): Erste Nachträge zur „Adventivflora von Ludwigshafen am Rhein“ *Mitt. Pollichia* 91: 111-120.
- MAZOMEIT, J. (2012): Verwilderungen der Lorbeerkirsche (*Prunus laurocerasus*) in der Pfalz. *Pollichia-Kurier* 28 (1): 24-26.
- MEDUNA, E., SCHNELLER, J. J., HOLDEREGGER, R. (1999): *Prunus laurocerasus* L., eine sich ausbreitende nichteinheimische Gehölzart: Untersuchungen zu Ausbreitung und Vorkommen in der Nordostschweiz. *Z. Ökologie Natursch.* 3 (8): 147-155.
- NEFF, C. (1998): Neophyten in Mannheim - Beobachtungen zu vegetationsdynamischen Prozessen in einer Stadtlandschaft. *Mannheimer Geographische Arbeiten*, 46: 65-110.
- PHILIPPI, G. (1982): Änderungen der Flora und Vegetation am Oberrhein. *Veröff. Der Pfälz. Gesellsch. Zur Förderung der Wissensch.* 70: 87-105.
- PROBST, H. (1988): Neckarau. Band I: Von den Anfängen bis ins 18. Jahrhundert. *Südwestdeutsche*



Verlagsanstalt, Mannheim, 348 S.

PROBST, H. (1989): Neckarau. Band II: Vom Absolutismus bis zur Gegenwart. Südwestdeutsche Verlagsanstalt, Mannheim, 488 S.

SCHMIDT, J.A. (1857): Flora von Heidelberg. Heidelberg. 394 S.

VESSELINOV LALOV, S. (2008): Neues zur Ruderalflora des Rhein-Neckar-Raums. Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 5: 53-85.

WAWRIK, H. (1987): 200 Jahre Botanische Schulgärten in Mannheim. Jahresbericht Verein für Naturkunde Mannheim NF, 1: 24-32.

WAWRIK, H. (1999): Der Käfertaler Wald - Geschichte und Geschichten. Jahresbericht Verein für Naturkunde Mannheim NF, 6: 149-173.

ZIMMERMANN, F. (1906): Flora von Mannheim und Umgebung. Mitt. Bad. Bot. Ver. 215 & 216: 114.

ZIMMERMANN, F. (1907): Die Adventiv- und Ruderalflora von Mannheim, Ludwigshafen und der Pfalz nebst den selteneren einheimischen Blütenpflanzen und den Gefäßkryptogamen. Mannheim. 171 S.

Alle Fotos stammen vom Verfasser.







Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	Bd.23	2021	DOI: 10.6094/BLNN/Mitt/23.09	Seiten 191-203	Freiburg/Breisgau 20. März 2021
--	-------	------	------------------------------	----------------	------------------------------------

Funde und Befunde bei neueren botanischen Exkursionen ins Gebiet Freiburger Rieselfeld-Dietenbach

JOACHIM W. BAMMERT

Zusammenfassung

Zum 25-jährigen Bestehen des NSG Rieselfeld wird nach der Geschichte des Rieselfeldes die Vegetation dargestellt, die sich vom NSG bis auf das damit verbundene Dietenbachgelände erstreckt. Drei besondere Schwerpunkte sind dabei der Wiederfund des verschollenen *Galeopsis speciosa*, die Bestätigung des Neophyten *Pimpinella peregrina* und die Restbestände der Trittrasengesellschaft des *Rumici-Spergularietum rubrae*.

Schlüsselwörter

Abwasserentsorgung, Vogelbeobachtungsstation, Feuchtgebiet, Ackerwildkräuter, Trittrasengesellschaft, *Galeopsis speciosa*, *Pimpinella peregrina*, *Spergularia rubra*.

Abstract

Findings and state of vegetation by new excursions in the terrain Rieselfeld-Dietenbach of Freiburg i.Br. Germany.

At the 25. anniversary of the nature reserve Rieselfeld this paper describes the history of “Rieselfeld” and hereafter its vegetation extending from the reserve until at the adjacent field of the Dietenbach creek. Three special points of view are: refinding of the lost *Galeopsis speciosa*, confirming the neophytic *Pimpinella peregrina* and remaining occurrences of *Rumici-Spergularietum rubrae*.

Key words

waste water removal economy, bird observation station, wetland, agricultural weeds, tread vegetation, *Galeopsis speciosa*, *Pimpinella peregrina*, *Spergularia rubra*.

Résumé

Des rencontres et l'état de la végétation selon des excursions récentes dans le terrain du Rieselfeld-Dietenbach à Fribourg-en-Brisgau Allemagne

Au 25-ième anniversaire de la réserve naturelle Rieselfeld on décrit ici après l'histoire du Rieselfeld sa végétation, qui s'étend jusqu'au terrain adjacent du Dietenbach. Avec cela il

Joachim-Wolfgang Bammert, 79288 Gottenheim, Bergstraße 2





y a trois points essentiels: la redécouverte de la *Galeopsis speciosa* qui semblait disparue, la confirmation de la neophyte *Pimpinella peregrina* et la persistance des restes du *Rumici-Spergularietum rubrae*.

Mots clef

irrigation d'eaux usées, station à observer des oiseaux, Terrain humide, herbes sauvages des champs, phytosociété piétinée, *Galeopsis speciosa*, *Pimpinella peregrina*, *Spergularia rubra*.

1. Einleitung: 25 Jahre NSG Rieselfeld

Zum Gedenken an das 25-jährige Bestehen des Naturschutzgebietes „Rieselfeld“ wurde vom „Exkursionskreis für Ganzheitliche Landschaftskunde Gottenheim“ eine Exkursion dahin außerplanmäßig eingeschoben. Kurz zuvor war bekannt geworden, dass bei einer Exkursion des Arbeitskreises Botanik vom BUND der lange verschollene Bunte Hohlzahn wiedergefunden worden sei. Zusammen mit weiteren Fundbestätigungen wird dies zum Anlass genommen, über das Gebiet zu berichten. Außer dem NSG Rieselfeld wurde das nordöstlich angrenzende Dietenbachgelände einbezogen, welches räumlich eng damit zusammenhängt und zu erheblichen Teilen für zukünftige Überbauung vorgesehen ist. Zugleich ist es eine wichtige Ressource für die Bewässerung des Naturschutzgebiets Rieselfeld. Die bei früheren Exkursionen berücksichtigten angrenzenden Mooswälder bis hin zum NSG Gaisenmoos und NSG Honigbuck wurden jedoch hier weggelassen. Einen botanischen Schwerpunkt bildet die Geschichte des Vorkommens von *Galeopsis speciosa* (Bunter Hohlzahn) und der Fremden oder Mittelmeer-Bibernelle (*Pimpinella peregrina*). Auch auf eine im Verschwinden begriffene Trittrasengesellschaft wird näher eingegangen.

Bei den im Gebiet seltener gefundenen Arten ist in Klammern das Jahr des bisher letzten dokumentierten Fundes angegeben. Die Nomenklatur richtet sich nach OBERDORFER (2001) und ROTHMALER (2011).

2. Zur Geschichte des Rieselfeldes

Im 19. Jahrhundert erkannte man große hygienische Probleme bei der Abwasserentsorgung der Stadt Freiburg. Der einzige Vorfluter war die Dreisam, in die die meisten Abwässer ungeklärt eingeleitet wurden. Die Probleme hatten drei Hauptursachen:

- Die Einwohnerzahl stieg stark an – gegen Ende des 19. Jahrhunderts auf ca. 85000.
- Die Dreisam fiel im Sommer oft völlig trocken, wegen des steigenden Wasserverbrauchs vor allem durch das Gewerbe.
- Die Abwässer enthielten vielfältigere und stärkere Verschmutzungen, ebenfalls durch die zunehmende Industrialisierung bedingt.

Um der Probleme Herr zu werden, baute man in den Jahren 1890-1897 die Zentralkanalisation Freiburgs und legte die Rieselfelder beim Gut Mundenhof an, das sie auch in der Folgezeit zu betreuen hatte. Zu diesem Zweck wurden mehrere hundert ha Mooswald gerodet. Es war dies die erste vollbiologische Abwasserklärung in der Region. Zuvor gab es solche Großanlagen schon in Berlin und in Breslau, die man zum Vorbild nahm. Gute technische



Vorraussetzungen ergaben sich durch die jahrzehntelange Erfahrung mit Wässerwiesenwirtschaft in der Freiburger Bucht (STATISTISCHES LANDESAMT BW 1965).

Als Freiburg weiter wuchs, war die Verrieselungsanlage bald überlastet. Gegen Mitte des 20. Jahrhunderts wurde die Situation wieder unerträglich. Ab 1955 bemühte sich die Stadt um Verbesserungen und Alternativen der Abwasserentsorgung. Das Rieselfeld wurde allmählich entlastet und 1985 die Verrieselung vollständig eingestellt.

Das Gelände sollte nun anderweitig genutzt werden. Man einigte sich auf die folgende Zweiteilung: Der Ostteil wurde ab 1992 bebaut. Es entstand der neue Stadtteil „Rieselfeld“ mit etwa 12000 Einwohnern. Der Westteil wurde 1995 als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

In das NSG wurde auch ein Teil der angrenzenden Mooswälder einbezogen. Allerdings wurden auch 15 ha ehemaliger Rieselfläche aufgeforstet als „Ausgleichsmaßnahme“ für andernorts entstandenen Waldverlust. Einer der wichtigsten Schutzzwecke ist die Vogelwelt, die sich schon lange die großflächigen Feuchtgebiete der Rieselfelder erobert hatte. Eine im NSG eingerichtete Beobachtungsstation wurde 2005 auf Betreiben des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz (BLNN) nach dem Pionier der regionalen Ornithologie Martin Schnetter (ehemaliger Direktor des Naturkundemuseums und 1955-1970 Vorsitzender des BLNN, siehe LÖGLER 1985) anlässlich seines 20. Todestages benannt.

Das Artenspektrum des Vogelbestandes hat sich im Laufe der Zeit verschoben: Zur Zeit der Verrieselung lag das Schwergewicht bei den Watvögeln. Heute sind es mehr die Gestrüpp- und Bodenbrüter. Ursache der Veränderung ist das Trockenwerden des Geländes. Um jedoch wenigstens eine gewisse Feuchtigkeit zu erhalten, wird regelmäßig Wasser aus dem benachbarten Dietenbachbereich eingeleitet.

Die Beobachtungsstation ist in den nachfolgenden Jahren mangels ausreichender Instandhaltung zusammengebrochen und wurde in verringertem Umfang neu aufgebaut. Die Widmungstafel für Martin Schnetter ist noch vorhanden, aber so stark beschädigt, dass man sie kaum noch lesen kann. Die Abb. 1 zeigt sie im ursprünglichen Zustand am Tag der Einweihung.

Abb.1: Widmungstafel an der Beobachtungsstation im Freiburger Rieselfeld 2005
Foto: © J. Bammert





3. Zur Vegetation

3.1 Das Grünland

Der Hauptteil des NSG Rieselfeld wird durch Grünland eingenommen. Die frischen bis feuchten Wiesen waren und sind noch immer ziemlich artenarm. Sie gehen überwiegend auf künstliche Einsaat zurück. Ihr Vorzug ist die große Flächenausdehnung, die sie als Nahrungsbiotop für den Weißstorch und andere Vögel geeignet macht. Die vorherrschenden Gräser sind:

Arrhenatherum elatius Glatthafer (nur zum Teil)
Alopecurus pratensis Wiesenfuchsschwanz
Festuca pratensis Wiesenschwingel

Im Sommer 2005 wurden noch große eingesäte Flächen mit dominantem Italienischen Raygras (*Lolium multiflorum*), reichlich durchmischt mit dem adventiven Inkarnatklees (*Trifolium incarnatum*) angetroffen, die in den folgenden Jahren durch regional heimische Vegetation ersetzt wurden.

Außerdem lassen sich etliche weitere Gräser sowie einige der wichtigsten Blumen der Glatthaferwiesen kennen lernen, wie z. B.:

Rumex acetosa Sauerampfer
Galium album Wiesenlabkraut
Crepis biennis Zweijähriger Pippau
Veronica serpyllifolia Quendel-Ehrenpreis in der untersten Krautschicht (2010)
Vicia sepium Zaunwicke
Knautia arvensis Wiesen-Witwenblume
Anthriscus sylvestris Wiesenkerbel u. s. w.

Außerdem kann man als Zeigerpflanze für nach mager und trockenwarm tendierende Standortsbedingungen den Feldklee (*Trifolium campestre* 2010) finden. Leider ist die wertvollste Charakterart der Glatthaferwiesen, der Wiesen-Storchschnabel, anscheinend bisher noch nie hier gefunden worden.

3.2 Gebüsche und Randstrukturen im NSG

Gebüsche sind anfangs schon spärlich vorhanden gewesen und wurden seither gezielt vermehrt. Leicht zu finden sind:

Cornus sanguinea Blutroter Hartriegel
Corylus avellana Hasel
Euonymus europaea Pfaffenhütchen
Pyrus communis Kulturbirne (mit dornigen Wildlingsausschlägen)
Quercus robur Stieleiche
Rosa canina Hundsrose
Sambucus nigra Schwarzer Holunder
Viburnum opulus Gewöhnlicher Schneeball

Neben der damaligen Vogelbeobachtungsstation stand 2005 auch eine Weinrose (*Rosa rubiginosa*).





In Randstrukturen finden sich unterschiedliche Staudensäume mit beispielsweise folgenden Arten wechselnden Gesellschaftsanschlusses:

Artemisia vulgaris Gewöhnlicher Beifuß
Cirsium arvense Acker-Kratzdistel
Cirsium vulgare Gewöhnliche Kratzdistel
Galium aparine Kletten-Labkraut
Lactuca serriola Kompasslattich
Lamium album Weiße Taubnessel (starker Stickstoffzeiger)
Linaria vulgaris Gewöhnliches Leinkraut (1998)
Malva sylvestris s.str. Wilde Malve
Silene latifolia ssp. *alba* Weiße Lichtnelke (starker Stickstoffzeiger)
Sisymbrium officinale Wegrauke (2010)
Solanum nigrum Schwarzer Nachtschatten (1998)
Oenothera biennis agg. Zweijährige Nachtkerze
Oenothera glacioviana Rotkelchige Nachtkerze
Picris hieracioides Gewöhnliches Bitterkraut
Senecio viscosus Klebriges Greiskraut (1998)
Tanacetum vulgare Rainfarn
Vicia cracca Vogelwicke
Vicia villosa Zottelwicke (2005)

An mehreren Stellen gruppieren sie sich mit spezielleren, charakteristischen Arten zu ansprechbaren Gesellschaften; teils handelt es sich um nitrophile Saumgesellschaften (Glechometalia):

Aegopodium podagraria Giersch
Alliaria petiolata Lauchhederich
Chaerophyllum temulum Heckenkerbel
Geum urbanum Echte Nelkenwurz
Glechoma hederaceum Gundermann
Lapsana communis Rainkohl
Torilis japonica Gewöhnlicher Klettenkerbel

teils sind typische Bestände der Natterkopf-Steinklee-Flur (*Echio-Melilotetum*) ausgebildet, die aus wärmeliebenden, trockenresistenten, zwei- und mehrjährigen Stauden besteht und nur mäßig gedüngte Standorte besiedelt. Hier finden wir z.B.:

Arctium lappa Große Klette
Arctium minus Kleine Klette
Daucus carota Wilde Möhre
Echium vulgare Natterkopf
Melilotus albus Weißer Steinklee
Melilotus officinalis Echter Steinklee

Bei der Exkursion im Juli 2020 haben wir nur *Arctium minus* identifiziert, während in früheren Jahren auch *A. lappa* häufig war. Dies mag Zufall sein. Die Standortsansprüche beider





Arten unterscheiden sich nur geringfügig, wie sich aus den Zeigerwertangaben entnehmen lässt (ELLENBERG 1991).

3.3 Gewässer und Feuchtgebiete

Was die offenen Wasserflächen angeht, sind die Wassergräben nicht sehr ergiebig, die Wasserbecken fast völlig unzugänglich. In manchen Wassergräben beobachten wir immerhin stellenweise die Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und die schwimmenden Blattrosetten eines Wassersterns (*Callitriche spec.*).

Noch 2005 wurden an einem temporären Tümpel neben der Vogelbeobachtungsstation Rudimente einer Zwergbinsengesellschaft beobachtet mit den bezeichnenden Arten:

Gnaphalium uliginosum Sumpf-Ruhrkraut

Rorippa palustris Sumpfkresse

Veronica peregrina Fremder Ehrenpreis, ein aus Amerika stammender nichtinvasiver Neophyt.

Bei der Exkursion im Juli 2020 wurden in einer trotz lang dauernder Trockenheit nicht völlig vertrockneten flachen Senke folgende Arten registriert:

Calystegia sepium Zaunwinde

Epilobium hirsutum Zottiges Weidenröschen

Epilobium parviflorum Kleinblütiges Weidenröschen

Filipendula ulmaria Mädesüß

Juncus effusus Flatterbinse

Lythrum salicaria Blutweiderich

Phragmites australis Schilfrohr

3.4 Adventive und ephemere Vorkommen

Attraktiv ist das Gesamtgebiet Rieselfeld-Dietenbach unter anderem durch die diversen immer wieder in reicher Vielfalt anzutreffenden Adventiv-Vorkommen von z. T. gebietsfremden oder selten gewordenen Pflanzen. Einige Beispiele in früheren Jahren gefundener Arten:

Anthemis tinctoria Färber-Hundskamille (2010)

Artemisia absinthium Wermut (1998)

Dianthus deltoides Heidenelke (2010)

Galeopsis speciosa Bunter Hohlzahn

Hieracium aurantiacum Orange-Habichtskraut (2005)

Malva sylvestris ssp. *mauritiana* Mauretanische Wildmalve

Onopordon acanthium Eselsdistel

Potentilla norvegica Norweger Fingerkraut (1998)

Potentilla recta Aufrechtes Fingerkraut

Sinapis alba Weißer Senf

Trifolium incarnatum Inkarnatklée (2010)

Veronica peregrina Fremder Ehrenpreis (2010)

Vicia villosa Zottelwicke





3.5 Die Pflanzenwelt der Äcker

Es gibt auch etwas großflächiges Ackerland im NSG. Hier wurde z.B. anlässlich der Ausstellung „Körner, Kult und Küche“ 2005 im Freiburger Naturkundemuseum in Kooperation mit dem Mundenhof ein Acker-Randstreifen-Programm gestartet. In Teilen eines Roggenfeldes wurden folgende Wildkräuter eingebracht, die in folgenden Jahren in verschiedenen Feldern mit Dinkel, Hartweizen, Hafer und anderen Getreiden immer wieder mal auftraten:

Agrostemma githago Kornrade (2005)
Amaranthus retroflexus Rauhaariger Fuchsschwanz
Aphanes arvensis Acker-Frauenmantel (2010)
Centaurea cyanus Kornblume
Chenopodium album Weißer Gänsefuß
Chenopodium polyspermum Vielsamiger Gänsefuß (1998)
Consolida ajacis Garten-Rittersporn (2005 irrtümlich eingesät statt Acker-R.
C. regalis)
Coriandrum sativum Koriander
Galinsoga quadriradiata Behaartes Knopfkraut
Geranium columbinum Tauben-Storchschnabel (2010 nur wenig)
Geranium dissectum Schlitz-Storchschnabel
Geranium molle Weicher Storchschnabel
Geranium pusillum Kleiner Storchschnabel
Geranium pyrenaicum Pyrenäen-Storchschnabel
Matricaria chamomilla Echte Kamille
Matricaria perforata Geruchlose Kamille
Myosotis arvensis Acker-Vergissmeinnicht
Papaver dubium Ackermohn (2010)
Papaver rhoeas Klatschmohn
Senecio vulgaris Gewöhnliches Greiskraut
Vicia hirsuta Rauhaarige Wicke
Viola arvensis Acker-Stiefmütterchen

Die meisten dieser Arten sind heute noch zu finden, wenn auch zum Teil schon seltener geworden, als sie 2005 waren. Die Kornrade (s. Abb. 2) fehlte seit Jahren wieder. Es ist den Managern nicht gelungen, ihren Bestand zu sichern. Sie müsste nämlich alljährlich dem Roggensaatgut beigemischt werden, weil sie sich über Jahrhunderte an diese „kulturgebundene“ Ausbreitungsstrategie angepasst hat, jedoch dieses Jahr (2020) ist sie plötzlich im Dietenbachgelände wieder aufgetreten (ob neu ausgesät?). Auffällig und eher untypisch war 2020 in mehreren Äckern die massenhafte Konzentration des Hopfenklees (*Medicago lupulina*), der seinen Verbreitungsschwerpunkt sonst anderswo hat.



Abb.2: Kornrade zwischen Roggen im Freiburger Rieselfeld 9.6.2005, Foto: © J. Bammert.



3.6 Eine im Verschwinden begriffene Trittrasen-Gesellschaft

Eine Besonderheit des Rieselfeldes ist eine Sandrasen-Trittgemeinschaft, vor allem auf solchen Wegen, die früher mit Schlacke beschottert und seither nicht neu befestigt wurden. Durch Alterung des Standorts ist dieser Vegetationstyp aber deutlich zurückgegangen. Vielleicht findet man hier noch die eine oder andere der folgenden Arten:

Arenaria serpyllifolia Sandkraut (2010)
Bryum argenteum Silbermoos (2005)
Cerastium semidecandrum Sand-Hornkraut (2010)
Chaenorhinum minus Kleines Leinkraut (1998)
Eragrostis minor Kleines Liebesgras (1998)
Lepidium virginicum Virginische Kresse (2005)
Matricaria discoidea Strahlenlose Kamille
Plantago major Breitwegerich
Poa annua Einjähriges Rispengras
Polygonum arenastrum Vogelknöterich
Potentilla argentea Silberfingerkraut (sehr häufig)
Rumex acetosella Kleiner Sauerampfer (2010)
Sagina apetala Kronenloses Mastkraut (2005)
Spergularia rubra Roter Spörgel (inzwischen sehr zurückgegangen 2010)
Trifolium dubium Zwergklee (2005 recht häufig)
Verbena officinalis Eisenkraut (2010)
Vulpia myuros Mäuse-Federschwingel (2010)

Die vollständigste Ausbildung hatte diese Gesellschaft auf den Wegen rund um die alte Vogelbeobachtungs-Station. Die am 14.6.2005 gemachten 10 Vegetationsaufnahmen seien hier wiedergegeben. Die Aufnahmeflächen hatten einheitlich die Größe von $F=6\text{m}^2$ und lagen quer über den Weg. Die Vegetation befindet sich überwiegend auf dem Mittelstreif. Dabei lagen die Flächen Nr.01-09 im Bohnenwinkelweg vom damaligen Zugang zur Martin-Schnetter-Vogelbeobachtungs-Station bis zur Einmündung in den Mittelweg. Fläche Nr.10 lag auf dem Mittelweg in Richtung Löhliweg, der seinerseits schon immer asphaltiert war.

Die Bodenbeschaffenheit war wie folgt:

Nr.01-05: kiesige Wegbefestigung mit Feinerde festgestampft,
 Nr.06: mit Zuschlag Ziegelgrus,
 Nr.07: Kies + etwas Ziegel,
 Nr.08: Kies ohne Zuschlag,
 Nr.09-10: Schlacke + wenig Kies.

Gemäß der Artengarnitur ist diese Gesellschaft einwandfrei dem Verband der Vogelknöterich-Trittrasen (*Polygonion avicularis*) zuzuordnen (OBERDORFER 1983 S. 304-315), ohne dass eine bekannte Assoziation sicher angegeben werden könnte, außer einer Zuordnung zum *Rumici acetosellae-Spergularietum rubrae*, die aber nur schwach ist, denn es fehlt das kennzeichnende Bruchkraut (*Herniaria glabra*), und das rote Straußgras (*Agrostis capillaris*) sowie der namensgebende Kleine Sauerampfer waren zu spärlich vertreten.

Aufnahme Nr.	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10
Deckung D in %	25	25	25	25	25	15	30	20	15	20
<i>Poa annua</i>	2b	2b	2b	2b	2a	2m	2b	2b	2m	2m
<i>Potentilla argentea</i>	2a	1	1	2m	1	1	1	1	1	1
<i>Bryum argenteum</i>	+	2a	2a	2a	2a	+	+	1	1	1
<i>Lolium perenne</i>	+	+	1	2a	1	1	2a			2a
<i>Spergularia rubra</i>	r	2a		+	2a	2m	+	2a		1
<i>Trifolium repens</i>	2a	2a		1	2a	+	2a	1		1
<i>Matricaria discoidea</i>	2a		+	1			+	+	2m	1
<i>Plantago major</i>	+			+	+	1	1	+		+
<i>Sagina apetala</i>	+	1		1	1	+	+	1		
<i>Plantago lanceolata</i>			+	+	2a		+	+		1
<i>Achillea millefolium</i>	1		2a	1			1	+		
<i>Ceratodon purpureus</i>			2a		+	+	2a	2a		
<i>Bromus hordeaceus</i>			1		+	+			1	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+		+	+						+
<i>Trifolium dubium</i>	+						+	r	+	
<i>Dactylis glomerata</i>				r	+		r			
<i>Galium album</i>			r				+			
<i>Matricaria chamomilla</i>		r								(+)
<i>Polygonum arenastrum</i>									2m	2m
<i>Agrostis capillaris</i>								+		
<i>Artemisia vulgaris</i>			+							
<i>Cerastium semidecandrum</i>							+			
<i>Conyza canadensis</i>										r
<i>Lepidium virginicum</i>										(+)
<i>Leontodon hispidus</i>							+			
<i>Poa pratensis</i>							+			

Bei der Exkursion 2020 haben wir noch *Spergularia rubra* zusammen mit *Potentilla argentea* und *Matricaria discoidea* auf dem Weg vor der Vogelbeobachtungsstation angetroffen.

3.7 Das Vorkommen des Bunten Hohlzahns (*Galeopsis speciosa*)

Bei Freiburg gab es lange Zeit ein kleines isoliertes Teilareal dieser kontinentalen Art, das dann aber erloschen zu sein schien. Die Funde in Ebenenlage befanden sich im Westen von Freiburg. NEUBERGER (1912) nennt hier Die „Kiesgrube an der Basler Straße“. Die Angabe geht wahrscheinlich auf LIEHL (1902) zurück, der die Pflanze vom gleichen Fundort unter dem Synonym *Galeopsis versicolor* nennt. Heute längst überbaut, war dies damals ein häufig genannter Fundort vor allem für viele Adventivpflanzen. In die Verbreitungskarten des Staatlichen Museums für Naturkunde Stuttgart ging dieser Fund wohl zum Quadranten 8012/2 ein. Ein anderer Fund wurde von Philippi 1959 im Quadranten 7912/4 gemacht. Im gleichen Quadranten (möglicherweise am gleichen Ort?) gelang Bammert ein Fund im Juli 1991 am Rande eines Gerstenackers in Lehen beim Dietenbach (BAMMERT 2014). Dieser Fund wurde nur fotografisch dokumentiert (s. Abb. 3), ein Herbarbeleg existiert nicht.



Abb.3: *Galeopsis speciosa* in Gerstenfeld am Dietenbach FR-Lehen 28.7.1991, Foto: © J. Bammert.



Abb.4: *Galeopsis speciosa* unter Weizen im Freiburger Rieselfeld 2020, Foto: © J. A. Debusmann.



Abb.5: *Galeopsis speciosa* Nahaufnahme im Freiburger Rieselfeld 2020, Foto: © J. A. Debusmann.

Das Vorkommen bestand über mehrere Jahre und umfasste auch zerstreute Einzelpflanzen und kleine Gruppen an den nahen Wassergräben mit Kontakt zum Dietenbach und Käslebach. Bei späterer Nachsuche ab 2000 wurde *Galeopsis speciosa* aber nie wieder gefunden. Vor kurzem erst wurde die Art bei Exkursionen des Arbeitskreises Botanik des BUND unter der Führung von Henner Wenzel im NSG Rieselfeld überraschend wiedergefunden (s. Abb. 4 und 5). Auch diesmal standen die Pflanzen teils in Getreidefeldern, erst Dinkel, dann Hafer, teils am Ufer eines Wassergrabens (H. WENZEL mündliche Mitteilung). Eine ökologische Bewertung ist bei diesen spärlichen Funden nicht möglich. Vergleicht man mit dem östlichen Hauptareal der Art, zeigt sich, dass sie auch dort nicht als charakteristisch für bestimmte Ackergesellschaften, sondern nur als geografische Trennart und Höhenstufenzeiger gewertet wird (OBERDORFER 1983, S. 72-114).

4. Angrenzendes Dietenbachgelände

Östlich und nördlich des Wohngebiets „Rieselfeld“ grenzt das Dietenbachgelände an. Teile davon stehen in so engem floristischem Austausch mit dem Rieselfeld, dass sie bei vielen Exkursionen mit einbezogen wurden.

4.1 Das östliche Dietenbachgelände

Der Ostteil des Geländes (östlich der Besançonallee) ist parkmäßig ausgestaltet (Dietenbachpark). In seinen nächstgelegenen Teilen einschließlich des ehemals dort befindlichen Parkplatzes wurden 1999 zwei bemerkenswerte Neophyten entdeckt:

Steppen-Salbei, *Salvia nemorosa*

Mittelmeer-Bibernelle, *Pimpinella peregrina*

Der Steppensalbei wurde z.Zt. hier nicht wiedergefunden, ist aber längs der Besançonalle und des Zubringers-Mitte noch immer vorhanden. Zur Bibernelle siehe weiter unten.





Große Flächen des Parks werden von Wiesen eingenommen, die z.T. den Charakter von leicht ruderalisierten Trockenrasen haben. Es kommen u.a. darin vor:

Achillea millefolium Wiesen-Schafgarbe
Centaurea jacea Wiesen-Flockenblume
Daucus carota Wilde Möhre
Echium vulgare Natterkopf
Galium verum Echtes Labkraut
Geranium molle Weicher Storchschnabel
Hypericum maculatum agg. Geflecktes Johanniskraut
Hypochaeris radicata Gewöhnliches Ferkelkraut
Lotus corniculatus Wiesen-Hornklee
Pimpinella peregrina Mittelmeer-Bibernelle
Potentilla recta Aufrechtes Fingerkraut
Securigera varia Bunte Kronwicke
Verbena officinalis Eisenkraut

4.1.1 Das Vorkommen der Mittelmeer-Bibernelle (*Pimpinella peregrina*)

Die Mittelmeer-Bibernelle oder Fremde Bibernelle kommt seit wenig mehr als 20 Jahren hier vor und wurde von BÄMMERT (2010) bereits vorgestellt. Die Art ähnelt äußerlich sehr der einheimischen Kleinen Bibernelle (*P. saxifraga*). Der zuverlässigste Unterschied besteht in der abstehenden kurzborstigen Behaarung der Früchte (siehe Abb. 6).

Im Jahr der Entdeckung 1999 war das Vorkommen nahezu noch punktuell. Die Ansiedlung konnte also nicht lange zurückliegen. Von damals etwa 3m² hat sich die Mittelmeer-Bibernelle bis 2005 auf 2ha ausgebreitet und ist auch heute noch vorhanden, v.a. im Bereich der Fußgänger- und Fahrradbrücke sowie der Feuerwehrezufahrt bei dem an Stelle des ehemaligen Parkplatzes stehenden Flüchtlingsheim. Seit 2008 ist eine weitere Ansiedlung in etwa 1 km Entfernung am Südrand des Stadtteils Rieselfeld auf einer Kreisverkehrsinsel der Opfinger Straße bekannt.



Abb.6: *Pimpinella peregrina*, behaarte Früchte, Dietenbach 2020, Foto: © J. Bammert.

4.2 Das westliche Dietenbachgelände

Der Westteil des Geländes ist zur Überbauung für einen neuen Stadtteil „Dietenbach“ vorgesehen. Es handelt sich hauptsächlich um die Gewanne Hirschmatten, Junkermatte, Reute, sowie Dürrengaben, Pulvermacherin, Untere und Obere Hirschmatten, die auf neueren





Karten alle unter dem Namen Langmatte zusammengefasst sind. Die Pläne bestehen spätestens seit 2012, definitiv aber seit dem Bürgerentscheid im Februar 2019, der mit einer Mehrheit von 60% für die Bebauung abschloss.

Das Gebiet wird bisher überwiegend ackerbaulich genutzt. Da es außerhalb des NSG liegt, erstreckte sich das oben erwähnte Ackerrandstreifen-Programm von 2005 nicht bis hierher. Aber in den Folgejahren haben sich zumindest die vitaleren Arten wie Kornblume, Ackerstiefmütterchen, Acker-Vergissmeinnicht und Klatschmohn über den Lehener Winkel hinaus bis an den Käslebach und in die Langmatte ausgebreitet. Der neueste Einzelfund der Kornrade ist auch hier erfolgt.

Die oben erwähnten Fundorte des Bunten Hohlzahns aus den 1990-er Jahren lagen ebenfalls alle im Bereich der Langmatte und Junkermatten. Auch eines der wenigen stabilen Vorkommen des Wiesenknöterichs (*Bistorta officinalis*) in der Tiefebene (Herbarbeleg von 1964, bestätigt 2006 und 2010) liegt nördlich des Dietenbachs im Gewinn Hirschmatten nahe beim Sendemast.

4.2.1 Die Pulvermacherin: Bei den erregten Diskussionen, die schon 2012 um die Bebauung stattfanden, spielte vordergründig das Gewinn „Pulvermacherin“ eine Rolle. Der merkwürdige Name deutet auf eine sonst unbekannte Frau, die dort Pulver hergestellt haben soll. Entgegen mancher Äußerungen ist dabei aber nicht unbedingt an Schießpulver zu denken, sondern vielleicht an ein medizinisches Pulver, was auch zu dem Namen des Strauches „Pulverholz“, gleichbedeutend mit Faulbaum (*Frangula alnus*), der sicher im Gebiet vorkam, passen würde. Seine Rinde ergibt ein altbekanntes Abführmittel.

4.2.2 Der Riesert-Wald Der Waldstreifen, der den Mundenhofer Weg auf der Nordseite begleitet, ist seit langem unter dem Namen „Riesert“ bekannt. Es handelt sich dabei um einen Restbestand ehemaliger Riedaue-Wälder vom Breisgauer Mooswald-Typ, der allerdings im Gehölzbestand erheblich „ruderalisiert“ ist, während die stetig in den Saum übergehende Krautschicht einen ganz normalen Eindruck macht. Obwohl derzeit keine besonderen Befunde aus diesem Wald vorliegen, ist wohl nach dem Prinzip „Wald ist Wald und muss Wald bleiben“ auch um dieses Gehölz ein Streit im Gange, da es angeblich der Bebauung weichen müsse.

Die meisten der hier registrierten Arten ließen sich auch bei der Exkursion 2020 bestätigen:

- Baum- und Strauchschicht

Acer campestre Feldahorn

Acer platanoides Spitzahorn

Acer pseudoplatanus Bergahorn

Carpinus betulus Hainbuche

Cornus sanguinea Roter Hartriegel

Corylus avellane Hasel

Crataegus div. spec. (*monogyna*, *laevigata*, *×media*) Weißdorn

Fagus sylvatica Rotbuche

Fraxinus excelsior Esche

Hedera helix Efeu

Humulus lupulus Hopfen





Prunus cerasifera Kirschpflaume
Prunus padus ssp. *padus* Traubenkirsche
Quercus rubra Roteiche, aus Nordamerika stammend
Robinia pseudacacia Robinie, Falsche Akazie, aus Nordamerika stammend
Sambucus nigra Schwarzer Holunder
Tilia cf. $\times$ *vulgaris* Holland-Linde, Kreuzung aus Sommer- und Winterlinde

- Krautschicht und Saum

Alliaria petiolata Lauchhederich
Arctium minus Kleine Klette
Arum maculatum Aronstab
Chaerophyllum temulum Heckenkerbel
Crepis (*Barkhausia*) *setosa* Borstenpippau, selten
Digitalis purpurea Roter Fingerhut (1998)
Geranium robertianum Ruprechts-Storchschnabel
Geum urbanum Echte Nelkenwurz
Lamium maculatum Gefleckte Taubnessel
Lapsana communis Rainkohl
Pteridium aquilinum Adlerfarn (1998)
Rumex sanguineus Blutampfer
Silene latifolia ssp. *alba* Weiße Lichtnelke
Stachys sylvatica Waldziest
Stellaria holostea Große Sternmiere
Urtica dioica Große Brenn-Nessel

5. Literatur

- BAMMERT, J.W. (2010): Einige bemerkenswerte Pflanzenfundorte im südbadischen Raum. (*Pimpinella peregrina*). – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, 21/1: 155-160.
- BAMMERT, J.W. (2014): Einige bemerkenswerte Pflanzenfundorte im südbadischen Raum. (*Galeopsis speciosa*). – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, 21/3: 529-552.
- ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Aufl. 248 S. – Scripta Geobotanica XVIII Goltze, Göttingen.
- LIEHL, H. (1902): Neue Standorte. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, 4: 246.
- LÖGLER, P. (1985): Dr. Martin Schnetter 1906-1985. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, 14/1: 7-10.
- NEUBERGER, J. (1912): Flora von Freiburg im Breisgau. 3. u. 4. Aufl. 319 S., Herder, Freiburg.
- OBERDORFER, E. (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften III. 2. Aufl. 455 S., Gustav Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl., 1051 S., Ulmer, Stuttgart.
- ROTHMALER, W. (2011): Exkursionsflora von Deutschland 20. Aufl. Hrsg. JÄGER, E.J. 930 S., Springer Spektrum, Heidelberg.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1965): Freiburg im Breisgau, Stadtkreis und Landkreis, Amtliche Kreisbeschreibung Bd. I/2, 608 S. Abwasserbeseitigung S. 620-622, Rombach Freiburg.





20 Jahre nach dem Orkan „Lothar“ – was davon bleibt

WOLF HOCKENJOS

Größere Waldkatastrophen gaben jeweils die äußere Veranlassung, einige Zeit über die wünschbaren Heil- und Abwehrmittel zu reden und zu schreiben. Aber meist windet und dreht man sich dabei wie eine Katze um den heißen Brei. (Ammon, W.: Das Plenterprinzip in der Waldwirtschaft. Bern, 1937)

Der Orkan mit dem so arglos klingenden Namen „Lothar“ vom zweiten Weihnachtsfeiertag des Jahres 1999 ragt noch immer heraus aus der Vielzahl von Extremereignissen, von denen der mitteleuropäische Wald bis dato heimgesucht worden ist: 200 Millionen Festmeter Holz lagen nach diesem waldwirtschaftlichen „Super-GAU“ auf dem Boden, 30 Millionen allein in Baden-Württemberg, wobei der mittlere und der nördliche Schwarzwald am stärksten betroffen waren. Die meteorologischen Stationen verzeichneten die höchsten bei uns je registrierten Windgeschwindigkeiten: Auf dem Feldberg versagte das Messgerät bei 212 km/h, auf dem Hohentwiel wurden gar 272 km/h gemessen. Lothars Spitzenböen schien buchstäblich gar nichts mehr standhalten zu können, keine Baumart und keine Waldstruktur. Weshalb sich in der Waldwirtschaft auch Resignation breit machte, anders als noch nach „Wiebke“ und „Vivian“, den vermeintlichen Jahrhundertstürmen ein knappes Jahrzehnt zuvor; von denen waren vorwiegend standortswidrige Fichtenbestände geworfen worden mit insgesamt immerhin auch bereits 70 Millionen Festmetern Sturmholz, mehr als alle bis dahin verbuchten Sturmholzmassen zusammen genommen, wie forstliche Statistiker errechnet hatten. Damals, im Jahr 1990, fand in Deutschland bekanntlich nicht nur die politische Wende statt, sondern auch ein waldbaulicher Paradigmenwechsel, der nach dem Fiasko mit der allzu labilen Fichte eine neue Hinwendung zu sturmfesteren Baumarten und Waldstrukturen brachte, hin zum Konzept des naturnahen Waldbaus – zur Waldwende.

Doch nun, nach „Lothar“, schien sich im forstlichen Schrifttum eher eine erneute Kehrtwende abzuzeichnen: „Short rotation“, die drastische Verkürzung der Umtriebszeiten, um damit die Hebel zu verkürzen, an denen die künftigen, womöglich noch verheerenderen Stürme ansetzen würden. Um die „wünschbaren Heil- und Abwehrmittel“ (so auch um das „Plenterprinzip“ des Walter Ammon s. o.) war es still geworden angesichts der brutalen Gewalt, ausgelöst womöglich durch den menschengemachten Klimawandel in der Treibhausküche des Nordatlantiks. Zwar verursachte im Februar 2007 der Orkan „Kyrill“ abermals 59 Millionen Festmeter Sturmholz, dennoch sollten alsbald andere Waldschäden wieder die Schlagzeilen liefern: die Auswirkungen von Hitze und Trockenheit, erst jene des Jahrhundertsommers 2003 (der in den badischen Weinbaugebieten noch als Jahrhundertjahrgang gefeiert wurde), schließlich jedoch die Hitzesommer 2018, 2019 und 2020 denen die Medien sogar ein neues Waldsterben angelastet haben. Ob da vom Lothar-Schock der Jahrtausendwende noch recht viel hängen

Wolf Hockenjos, Alemannenstr. 30, 78166 Donaueschingen, wohock@gmx.de





geblieben ist? Wie intakt erweist sich das Langzeitgedächtnis der damals Betroffenen aus der Forst- und Holzbranche? Welche Lehren hat man aus der Katastrophe gezogen? Oder wie viel wurde zwischenzeitlich verdrängt und überlagert von den TV-Bildern der noch spektakuläreren Vernichtungsgewalt karibischer Tornados? Vor allem aber: Wie sieht es auf den Lotharflächen heute aus?

Damals war das Entsetzen groß, nicht nur unter den Augenzeugen und unmittelbar Betroffenen, selbst bei den Bewohnern der waldfernen Rheinebene, für die sich die vertraute Kulisse der Schwarzwaldberge auf einen Schlag verändert hatte. Dass unmittelbar nach dem Orkan nicht mehr als 18 Todesopfer zu beklagen waren, dürfte vornehmlich dem Umstand zu verdanken gewesen sein, dass die Spitzenböen zur besten Mittagessenszeit über den Schwarzwald hinweg brausten, während der dichtauf folgende Orkan „Martin“ – zum Glück für die Schwarzwälder, unglückseligerweise für die Wälder des Massif Central – abrupt nach Süden abgedreht und sich im Midi vollends ausgetobt hatte.

Im Bereich der baden-württembergischen Landesforstverwaltung glaubte man bereits nach „Wiebke“ samt deren Vorläuferinnen, die Lektion in den Pflichtfächern Sturmholzaufarbeitung und Vermarktung hinreichend gelernt zu haben: Bereits im Juli 2000 war mit 7 Millionen Festmetern schon die doppelte Menge von anno 1990 – vornehmlich aus dem besonders notleidenden Privatwald stammend – vermarktet, die dreifache Menge zur Konservierung auf Beregnungsplätzen eingelagert worden. Trotzdem war es bis zum Herbst zu 3633 Unfällen gekommen – zwanzig (!) Waldarbeiter waren, überwiegend auf den Sturmholzflächen des Privatwalds, zu Tode gekommen.

Für den Waldbau im Staatswald galt nach wie vor der Stuttgarter Ministerialerlass „Walderneuerung auf Sturmwurfflächen“ vom 31.7.1990, wonach die Wiederaufforstung nicht überstürzt werden sollte. Stattdessen waren die Selbstheilungskräfte des Waldes zu nutzen, wobei der neue Wald vom Schutz und der Nährstoffpumpe der Pionierwaldgesellschaften profitieren sollte. Wohingegen in den großen Privatforstbetrieben eher die Wiederaufforstung im Hauruck-Verfahren propagiert wurde, die integrierte, vollmechanisierte Sturmholzaufarbeitung, Flächenräumung und Pflanzung „just in time“ – dies auch der günstigeren psychologischen Auswirkungen auf alle Beteiligten wegen¹. Andernorts schlug die Geburtsstunde der Polypropylen-Wuchshüllen: Allein im Stadtwald von Baden-Baden wurden auf 2.000 ha Kahlfläche 350.000 dieser aus England bezogenen Kunststoffköcher ausgebracht, mit denen die durch Wildverbiss besonders gefährdeten Laubbäume geschützt und zu rascherem Jugendwachstum angeregt werden sollten.

Einer der baden-württembergischen Schadensschwerpunkte war der ehemalige Forstbezirk Gengenbach mit seinen ca. 700.000 Fm Schadholz auf 2.000 ha Sturmfläche, mitten drin der 871 m hohe, vormals dicht bewaldete Mooskopf, Hausberg der Offenburger und Oberkircher Wanderfreunde. Auf ihm hatte anno 1890 die Oberkircher Ortsgruppe des Schwarzwaldvereins den sandsteinernen Moosturm errichtet, der mit seinen 21 Metern Höhe freilich kaum mehr aus den Fichten- und Tannenkronen herausgeragt hatte. Nun stand er plötzlich wie ein ausgestreckter Mittelfinger auf der kahlen Buntsandsteinkuppe. Es bot sich damals an, von hier oben aus das weitere Geschehen zu dokumentieren.² Ein Foto vom Frühjahr 2000 zeigt ers-

¹ Elbs, A. (2000): Erfahrungen zur Aufforstung von Orkanflächen. AFZ-DerWald Nr. 16: 831 f.





te Aufarbeitungserfolge unterhalb des Turms, auf der Wegspinne am Sattel wartet ein Forwarder auf den Abtransport weiterer Sturmholzmassen, und auch etliche „Katastrophentouristen“ sind per Mountainbike bereits unterwegs, um die so brutal veränderte Welt rund um den Berg in Augenschein zu nehmen. Gegenüber, am Siedigkopf, liegt das Holz noch dicht auf dicht, wie es umgeblasen worden war. Der Bildvordergrund ist bereits weitgehend abgeräumt, und es zeigt sich bereits die erste Schlagflora, sehr vereinzelt haben auch junge Fichten und Tannen die Räumung überlebt. Insgesamt nur ein Drittel der Lotharflächen sei im Bereich der Freiburger Forstdirektion rekultiviert worden, der Rest sei der natürlichen Sukzession überlassen worden, so las es sich in den vielerlei Rückblicken zum Jahresabschluss 2009 aus Anlass der zehnjährigen Wiederkehr des Schreckenstags. Wie lange würde es dauern, bis am Mooskopf wieder neuer Wald herangewachsen ist, und aus welchen Baumarten würde er sich überall dort zusammensetzen, wo die Wiederaufforstung unterlassen wurde?



Blick vom Mooskopf im Jahr 2000 ...



... im Jahr 2010 ...

Auf dem im Frühsommer 2010 wiederholten Foto vom Turm herab zeigt sich die Szenerie bereits im Zustand fortgeschrittener Sukzession mit Birken und blühenden Ebereschen, dazwischen aber auch noch mit viel braunem Waldboden (oder doch mit winterlich brauner Adlerfarn-Matratze) sowie auch schon mit allerlei Nadelgehölz aus natürlichem Anflug von vor der Katastrophe. Am gegenüberliegenden Siedigkopf war 2003 – nach Räumung des Sturmholzes – ein Bannwald ausgewiesen worden. In ihm überwog nach zehn Jahren noch immer



... und im Jahr 2019. Alle Fotos: © W. Hockenjos.

² Hockenjos, W. (2009): Zehn Jahre nach dem Orkan „Lothar“: Folgerungen für die Waldwirtschaft. AFZ-DerWald Nr. 18: 978 ff.





die Farbe Braun. Erstaunlicherweise haben sich jedoch auch schon etliche Douglasien eingefunden. Doch wie sähe es dort aus, wenn das Sturmholz auf der Fläche belassen worden wäre? Auf der südlichen Stirnseite des Glatzkopfs hatte der einheimische Künstler Norbert Feger aus drei vom Forstamt gestifteten mächtigen Weißtannenstämmen sein Lothardenkmal errichtet, für Wald- und Landschaftsfreunde fortan eine beliebte Pilgerstätte bei prächtigem Rundblick, unterdessen ein touristischer Anziehungspunkt. Ohnehin hatten etliche Bürgermeister und Kurdirektoren von mit Wald überreich gesegneten Gemeinden nach „Lothar“ hörbar aufgeatmet, denn mit seinen Schneisen hatte er doch endlich für freien Ausblick gesorgt. Oben am Schliffkopf an der Schwarzwaldhochstraße wurde die Erinnerung mit einem Lotharpfad wach gehalten, am Plättig mit einem Wildnis-Erlebnispfad, beide erfreuen sich derweil eines überaus regen Besucherverkehrs über die allmählich vermorschenden Stämme und Wurzelteller hinweg. Unweit des Mooskopfs erinnert freilich ein sandsteinernes Denkmal an den tödlich verunglückten Waldarbeiter Roman Kwiatkowski, Vater von fünf Kindern, der zusammen mit einem polnischen Forstunternehmer aus der Offenburger Partnerstadt Olstzyn (Allenstein) zur Sturmholzaufarbeitung im Einsatz war.

Ende Dezember 2019 hat der Chronist erneut den Moosturm bestiegen, um die Fortschritte der Wiederbewaldung ein weiteres Mal zu dokumentieren. Und siehe da: nun steht der Turm tatsächlich wieder im Wald! Lediglich westwärts, gegen die Rheinebene hinab, auf stark verhängertem und blocküberlagertem Standort tut sich die Sukzession im Filz der Beerstrauchdecke einstweilen noch schwer; hier blieb es bei einzelnen Birken. Nach Süden hin überwiegen indessen die Nadelbäume, vorwiegend Fichten, vereinzelte Tannen und Douglasien. Nichts davon sei gepflanzt worden, versichert der damalige, inzwischen längst im Ruhestand befindliche Forstamtsleiter, schon gar nicht im Bannwald um den Siedigkopf. Auch dort sind die Fichten im Vormarsch, dazwischen finden sich seltsam verstrubbelte, teils auch bereits von Schneebruch gezeichnete Douglasien, deren Höhenwachstum dem der Fichtenkonkurrenz kaum überlegen zu sein scheint.

Gewinnerin auf den Lotharflächen, ob diese der natürlichen Sukzession überlassen oder bepflanzt worden sind, ist allemal die Fichte, wie der Rundblick vom Moosturm herab zeigt. Nord- und ostwärts fällt der Blick vermehrt auf bereits geastete Douglasien. Ist sie, die Ausländerin, der Schwarzwälder „Brotbaum“ der Zukunft? Wie stellte sich die junge Waldgeneration heute wohl dar, darf gefragt werden, wenn die Altbestände zum Zeitpunkt der Katastrophe bereits mit Naturverjüngungsvorräten aus Tannen und Buchen unterfüttert gewesen wären? Wie viel davon hätte unterm Sturmholz überlebt? Fragen über Fragen. So aber ist es bei vereinzelt eingesprengten Überlebenden der Bergmischwaldgesellschaft geblieben. Und es wird wieder eine ganze Generation dauern, bis diese für Nachwuchs gesorgt haben könnten – immer vorausgesetzt, die Balance zwischen Wald und Wild wird gelungen sein. Wo doch die sturm- und käfergefährdete Fichte sich aufgrund des Klimawandels disqualifiziert haben dürfte. Oder muss am Ende Walter Ammon wieder beigepflichtet werden, wonach sich die für den Wald Verantwortlichen weiterhin wie die Katze um den heißen Brei winden und drehen? Bleibt es weiter bei den Defiziten an Artenreichtum – an vorausschauender naturnaher Waldwirtschaft?





Bücher- und Zeitschriftenschau

Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands

Schmetterlinge sind Wunder der Natur. Für viele Menschen sind sie die schönsten Wesen der Tierwelt und ihr gaukelnder Flug über blumenbunte Wiesen fasziniert uns schon immer. Mit dem Verschwinden dieser Wiesen durch Düngung und zu häufiges Mähen sowie dem Spritzen von Herbiziden und Insektiziden auf den Acker-Monokulturen ist die Vielfalt an Schmetterlingsarten wie auch die anderer Insekten bedroht. Viele Arten befinden sich im freien Fall: Sie sind gefährdet oder schon verschwunden.

Welche Arten kommen in welcher Region noch vor? Die Antworten auf diese und weitere Fragen dokumentiert erstmals dieser Verbreitungsatlas für alle heimischen Tagfalter und Widderchen in Deutschland (Widderchen sind Nachtfalter, die jedoch tagsüber aktiv sind). Das Buch ist das Ergebnis einer über zehnjährigen intensiven Kartierung von zahlreichen ehrenamtlichen Schmetterlingsfreunden, naturkundlichen, öffentlichen und wissenschaftlichen Verbänden bzw. Einrichtungen sowie Behörden. Diese Kartierungsarbeiten haben einen unschätzbaren gesellschaftlichen Wert und können nicht hoch genug gewürdigt werden.

Einführend wird die Geschichte der Schmetterlingsforschung in Deutschland dargestellt. Anschließend erfährt man Wissenswertes zur Ökologie, zur Gefährdung und zum Schutz dieser Insekten. Weiterführende Informationen zu diesen Themen finden sich in den detaillierten Artbeschreibungen. In einem weiteren Kapitel wird das von hunderten Freiwilligen getragene Tagfalter-Monitoring Deutschlands vorgestellt, von dem die meisten Daten in das Werk eingeflossen sind.

Der Hauptteil des Buchs führt alle 184 in Deutschland vorkommenden Tagfalter- und 24 Widderchen-Arten steckbriefartig auf. Den meisten Arten ist eine Doppelseite gewidmet. Zu jeder einzelnen Art finden sich Angaben zu Verbreitung, Vorkommen, Lebensraum und Biologie. Kleine Infoboxen geben einen Überblick zu Rote-Liste-Status, aktuellem Bestand, Entwicklungstrend und Schutzstatus. Attraktive Farbfotos zeigen die zerbrechliche Schönheit dieser Insekten. Von sämtlichen Faltern ist mindestens ein Foto abgebildet, bei einigen auch Flügelunterseite, Eier, Raupe und Puppe. Für Widderchen ist das Vorkommen auf Ebene der Bundesländer, für alpine Falter in einer Süddeutschlandkarte dargestellt. Für alle anderen Schmetterlinge ist jeweils eine ganzseitige Deutschlandkarte abgebildet, die aufgeteilt ist in zehn mal zehn Kilometer große Rastergitter. In diesen ist die historische und zeitnahe Verbreitung in fünf Zeitabschnitten grafisch dargestellt: Nachweise bis 1900, drei Zeitabschnitte bis zum Jahr 2000, Nachweise ab 2001. Ein ausführliches Literaturverzeichnis und Register ergänzen das Referenzwerk. Es sind alle Informationen vorhanden, die man von einem Verbreitungsatlas erwartet. Das ausgezeichnete Experten-Herausge-





bergremium bietet mit dieser beeindruckenden Publikation aktuelle Informationen über die Verbreitung und den Schutz unserer einheimischen Schmetterlinge und schärft den Blick auf ihre bedrohte Vielfalt. Dieses Buch ist auch für all diejenigen eine Bereicherung, die „nur“ Freude an den prachtvollen Fotos der fliegenden „Juwelen“ haben. (Rudolf Deile)

• Rolf Reinhardt (Hrsg.), Alexander Harpke, Steffen Caspari, Matthias Dolek, Elisabeth Kühn, Martin Mutsche, Robert Trusch, Martin Wiemers, Josef Settele (2020): Verbreitungsatlas der Tagfalter und Widderchen Deutschlands. 430 Seiten, 568 Farbfotos, 218 farbige Verbreitungskarten, gebunden. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. ISBN 978-3-8186-0557-5, 49,95 Euro.

Artenschutz. Rechtliche Pflichten, fachliche Konzepte, Umsetzung in der Praxis

Pflanzen, Tiere und Kleinstlebewesen halten das Netz des Lebens auf der Erde in Gang. Der Weltbiodiversitätsrat schätzt, dass global eine Million Tier- und Pflanzenarten vom Aussterben bedroht sind. Eine große Artenvielfalt bzw. eine hohe Biodiversität ist jedoch für die Menschheit überlebenswichtig. Es ist eine gesamtpolitische Aufgabe, doch auch jeder Einzelne von uns ist aufgerufen, diese Vielfalt zu bewahren.

Mit Hilfe des vorliegenden Werks wird dem Leser das Basiswissen zum Schutz der Artenvielfalt vermittelt. Das Artenschutzrecht ist in den vergangenen Jahren stets gewachsen und teils unübersichtlich geworden. Auch deshalb ist die vorliegende Publikation sehr zu begrüßen. Sie schließt zudem eine große Lücke bei der praktischen Bewältigung des Artenschutzes. Bekannt ist der Autor durch zahlreiche Veröffentlichungen, wie z.B. dem Grundlagenwerk „Die Laufkäfer Baden-Württembergs“. Als Landschaftsökologe beschäftigt er sich zudem seit langem mit fachlichen und rechtlichen Fragen des Artenschutzes in seinem Planungsbüro sowie als Gerichtsgutachter.



Einführend geht es um die Grundlagen des Artenschutzes, seine Rahmenbedingungen und Ziele sowie darum auf welche Gesetze und Richtlinien er sich stützt. Der Autor beschreibt anschließend mit aller Deutlichkeit die Ursachen der Gefährdung von Arten, bietet aber auch Handlungsmöglichkeiten und Maßnahmen an, um diese zu reduzieren. Erklärt werden internationale, europäische sowie nationale Regelungen und Gesetze. Die Begriffe des Artenschutzes, wie beispielsweise Art des Anhangs IV der FFH-Richtlinie, Fortpflanzungs- und Ruhestätte, (lokale) Population, Erhaltungszustand, Ausnahme und Befreiung nach §45 BNatSchG, werden allgemeinverständlich erläutert. Aus der Praxis für die Praxis und mit einem großen Erfahrungsschatz beschreibt Jürgen Trautner in dem folgenden Abschnitt den Artenschutz in Planungs- und Zulassungsverfahren. Auch bei den weiteren Themen, u.a. die Privilegierung von Land- und Forstwirtschaft, das Ringen um den naturschutzinternen richtigen Weg, Artenschutz im privaten Bereich, erkennt der Leser das enorme und fundierte Fachwissen Trautners. Wie Artenschutzmaßnahmen in der Praxis erfolgreich umzusetzen sind, schildern mehrere ausgewiesene Experten anschaulich an zahlreichen Beispielen sowie mit aussagekräftigen Abbildungen.





Leider bekommt der Arten- und Naturschutz in Deutschland immer noch nicht den Stellenwert, der ihm gebührt. Exemplarisch führt Jürgen Trautner folglich wesentliche Ziele des Artenschutzes für Nutzungstypen an, wie Land- und Forstwirtschaft, Rohstoffabbau, Wasserwirtschaft und Fließgewässer, Siedlungsbereich sowie den Naturschutz. Ein ausführliches Literaturverzeichnis und Register beschließen diese Publikation.

Trautners Einsatz für das Existenzrecht der Natur zieht sich wie ein roter Faden durch das Werk. Was kann dieses Buch gegen das Artensterben erreichen? Es bietet zahlreiche „Therapien“ an – man muss sie nur noch realisieren. Deshalb eine nachhaltige Empfehlung für Naturschutzbehörden, Planungsbüros, Naturschutzbeauftragte, Naturschutzverbände und alle, denen der Schutz unserer Mitbewesen ein Anliegen ist. *(Rudolf Deile)*

- Trautner J. (2020): Artenschutz. Rechtliche Pflichten, fachliche Konzepte, Umsetzung in der Praxis. Eugen Ulmer. Stuttgart: 320 S., 152 Farbfotos, 39 Diagramme und Zeichnungen, 15 Tabellen. ISBN 978-3-8186-0715-9, 49,95 Euro.

Landwirtschaft und Naturschutzrecht – Beiträge des 13. Deutschen Naturschutzrechtstages in Leipzig

Die vorliegende Publikation beleuchtet mit den auf dem 13. Deutschen Naturschutzrechtstag gehaltenen wissenschaftlichen Referaten die Gründe, die zum fast völligen Verschwinden von Ackerwildkräutern sowie unzähliger Insektenarten führten – dies nicht nur in Deutschland, sondern in nahezu allen Regionen der Erde.

Die Verantwortung der industriellen Landwirtschaft für den drastischen Rückgang der Biodiversität (Vielfalt des Lebens auf der Erde) ist nach Überzeugung der Autoren offensichtlich. Ebenso hingewiesen wird auf die gravierenden Unterlassungen sowie Fehlleistungen des deutschen Gesetzgebers bzw. der Politiker auf ökologischem Gebiet. Eine hochproduktive, überdüngte und mit vielen Bioziden belastete Landschaft bietet fast keinen Lebensraum mehr für unsere Pflanzen- und Tierarten. Dies u. a. auch deshalb, weil auf unseren Landwirtschaftsflächen zu zwei Dritteln für den Futtertrog der Tiere produziert wird.

Die Beiträge von angesehenen Experten führen den Leser zu den eigentlichen Ursachen und den Folgen der Verarmung der Natur auf Wiesen und Äckern. Fehlentwicklungen durch die EU-Agrarpolitik und mangelnde Steuerung durch den Gesetzgeber werden nachvollziehbar aufgezeigt. Weitere Themen sind das rechtliche Verhältnis zwischen Landwirtschafts- und Naturschutzrecht, die „gute fachliche Praxis“ – die für den Naturhaushalt bedeutungslos ist – sowie die Eingriffsregelung. Ausführlich erörtert werden Biodiversitätsschutz durch Nutzungssteuerung, Landwirtschaft in Natura-2000-Gebieten sowie welche Anforderungen das Naturschutzrecht an landwirtschaftliche Vorhaben und Maßnahmen stellt. Ein Beitrag über das (besondere) Artenschutzrecht mit Blick auf die Landwirtschaft befasst sich fundiert mit der (vom Gesetzgeber offensichtlich gewollten) Unzulänglichkeit von Teilen des





Bundesnaturschutzgesetzes gegenüber der Landwirtschaft. Erläutert werden in weiteren Abhandlungen Vorschläge der EU-Kommission für die zukünftige GAP (Gemeinsame Agrarpolitik) und die beschränkten Möglichkeiten des Naturschutzrechts im Verhältnis zum Umwelt- und Agrar-Fachrecht. Am Schluss fasst eine „Leipziger Erklärung“ die Forderungen an den Gesetzgeber für eine zukünftige umweltschonende Landwirtschaft zusammen. Die Autoren beschreiben in aller Deutlichkeit die Verantwortung der Politik und die Betreiberpflichten der Landwirte. Sie liefern aber auch konkrete Lösungen, wie beim Biodiversitätsverlust eine Trendwende erreicht werden kann.

Dieses aufschlussreiche Buch ist nachdrücklich allen zu empfehlen, besonders unseren Politikern, die sich über Ursachen des Artenverlusts, Probleme und Defizite auf landwirtschaftlichen Flächen sowie Lösungs- und Regelungsmöglichkeiten in einem neuen Landwirtschafts-/Naturschutzrecht informieren wollen. *(Rudolf Deile)*

- Detlef Czybulka, Wolfgang Köck (Hrsg.) (2019): Landwirtschaft und Naturschutzrecht. Beiträge des 13. Deutschen Naturschutzrechtstages in Leipzig. 218 Seiten, zahlreiche Farbbildungen, Grafiken und Tabellen. Nomos Verlagsgesellschaft Baden-Baden. ISBN 978-3-8487-5450-2, 59,- Euro.

Die Wanzen Deutschlands Entdecken – Beobachten – Bestimmen

Wanzen (Heteroptera) sind Insekten, die in fast allen terrestrischen und auch vielen aquatischen Lebensräumen anzutreffen sind. Weltweit sind über 43.000 Arten bekannt. In Mitteleuropa gibt es über 1000, in Deutschland etwa 900 Arten.

Das vorliegende Buch geht weit über die bisher verfügbare deutschsprachige Bestimmungsliteratur hinaus. Ein Bestimmungsschlüssel ermöglicht den Zugang zu den Familien. Ist die Familie bekannt, so werden die wichtigsten und häufigsten Gattungen und Arten alphabetisch geordnet vorgestellt, mit Merkmalen wie Aussehen und Körperbau, Lebensraum, Vorkommen und Verbreitung. Die textliche Beschreibung wird ergänzt durch eine Fülle von in der Regel qualitativ hochwertigen Fotos, der Bestimmungserfolg beruht zu einem wesentlichen Teil auf diesen. Bei sehr ähnlichen Arten innerhalb einer Gattung wird textlich auf die Unterschiede hingewiesen. Ein Glossar, ein Literaturverzeichnis, ein Index und – dies ist bemerkenswert – eine Liste aller in Deutschland vorkommenden Wanzenarten runden den Wert dieses Werkes ab.

Dieses Buch ist für all diejenigen von Bedeutung, die nicht taxonomische Wanzenspezialisten sind, die jedoch bei ihrer Arbeit im Gelände oder auch aus Interesse an der Vielfalt und Schönheit der Natur sich mit Wanzen beschäftigen wollen. Aufgrund seiner fachlichen Bedeutung und seines angesichts der inhaltlichen Fülle moderaten Preises kann ein Kauf des Buches wärmstens empfohlen werden. *(Dr. Albert Reif)*

- Jürgen Deckert, Ekkehard Wachmann (2020): Die Wanzen Deutschlands. Entdecken – Beobachten – Bestimmen. 715 Seiten, über 500 farbige Abbildungen, 1 Tabelle, gebunden, 12 x 19 cm. Verlag Quelle & Meyer, Wiebelsheim. ISBN 978-3-494-01636-8, 34,95 Euro.





Dr.-Erwin-Sumser-Naturschutzfonds des BLNN e.V. – ein Rückblick

JOSEF GROßMANN

1. Hintergrund

Mit dem Ziel „die Naturschutzaufgaben des Staates zu unterstützen“ wurde im Jahr 1969 der Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds des BLNN e.V. begründet. Hauptaugenmerk waren zu dieser Zeit durch den „beschleunigten Strukturwandel in der deutschen Landwirtschaft im stärksten Maß“ bedrohten, naturschutzfachlich wertvoller Standorte (SCHNETTER & KNOCH 1970). Laut Beschluss der Mitgliederversammlung des BLNN e.V. vom 14. März 1970 wurde ein Konto eingerichtet, dessen Verwendung folgendermaßen festgeschrieben wurde:

1. „Der Verein errichtet ein Konto, auf das Spenden von Mitgliedern und Freunden eingezahlt werden können.
2. Das Konto erhält den Namen „Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds“.
3. Die Mittel dieses Fonds werden ausschließlich für die Pacht oder Pflege, eventuell den Kauf solcher bedrohten Standorte ausgegeben. Letztes Ziel ist, diese von den amtlichen Stellen unter Naturschutz stellen zu lassen.
4. Über die Verwendung der Mittel entscheidet ein Ausschuß.
5. Die Namen der Spender werden in den „Mitteilungen“ veröffentlicht (vgl. S. 449).“ (SCHNETTER & KNOCH 1970, S.448)

2. Aktivitäten und geförderte Maßnahmen

Startkapital für den Startkapital waren 1761,- DM, welche durch Spenden gewonnen wurden. Seit Entstehen des Startkapitals für den Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds wurden bis heute zahlreiche Maßnahmen und Aktivitäten im regionalen Naturschutz gefördert und unterstützt. Insgesamt wurden 6096,23 € durch Spenden (94 %) und Zinsen (6 %) eingenommen (Tabelle 1). Die Gesamtausgaben betrugen 5631,77 € und wurden hauptsächlich für Biotoppflege (35 %), Artenschutzmaßnahmen (31 %) und Grundstückspacht (21 %) aufgewendet (Tabelle 1). Weitere Ausgabeposten waren unter anderem Kontoführungsgebühren, Druckkostenzuschuss für die BLNN-Mitteilungen, Unterstützung von Naturschutzinitiativen in der Region oder Räumieten. Aus den in den Mitteilungen des BLNN e.V. veröffentlichten Aktivitätsberichten des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds wurden beispielhaft einige Maßnahmen herausgegriffen:



„Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds 1970/71

[...] Ausgaben:

Beitrag für die Arbeit des Arbeitskreises Heimatschutz Markgräflerland im Kampf um den Isteiner Klotz	DM 500,-
Pflegekosten für ein Wiesengrundstück (mit Erica tetralix) bei Strittmatt (Kr. Säckingen) in den Jahren 1970/71	DM 50,-
Anteilige Kosten des Landesvereines beim Ankauf eines Grundstücks im Kaiserstuhl im Werte von DM 33 000,- (Restfinanzierung durch das Reg.-Präsidium)	DM 1000,-
Schreibgebühren für diesen Ankauf	DM 18,-
Gesamtausgaben	DM 1568,-

Für die Zukunft sind noch weitere Ankäufe wertvoller Grundstücke vorgesehen. Außerdem soll der Wanderfalkenschutz beim Bau von Horstnischen finanziell unterstützt werden.“ (KNOCH 1972, S.649 - 650)

„Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds 1980/81

[...] Für jeweils 125,00 DM pro Jahr wurde 1980 und 1981 wieder ein wertvolles Feuchtgebiet bei Teningen gepachtet, in dem gefährdete Vogelarten brüten, bis vor kurzem noch die Wiesenweihe. Im Frühjahr 1981 konnte im Zuge von Rekultivierungsmaßnahmen am Nimburger Baggersee aus unserem Fonds die Anlage eines kleinen Teiches (Fläche ca. 70 m²) finanziert werden. Er ist bereits mit Rohrkolben, Froschlöffel, Gelber Schwertlilie, Teichampfer und Teichrose bepflanzt und dient der Ansiedlung von Amphibien. Weiterhin konnte die Anlage von Flachwasserzonen und Lagunen am Nimburger Baggersee bezuschußt werden, an deren Finanzierung sich auch der Bund für Vogelschutz, die Gemeinde und private Spender beteiligten. [...]“ (KNOCH 1982, S. 96)

Die Hauptaktivitäten des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds fanden in den 1970er und 1980er Jahren statt (Abbildung 1). In diesem Zeitraum bewegten sich jährliche Ausgaben

Tabelle 1: Aufsummierte und gruppierte Ausgaben und Einnahmen des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds entnommen aus den Sparbüchern sowie den in den Mitteilungen des BLNN e.V. veröffentlichten Berichten. Alle Beträge wurden gemäß der Umrechnung im Jahr 2002 von DM nach Euro angepasst (1,95583 DM = 1,00 Euro).

Ausgaben	Betrag	Einnahmen	Betrag
Artenschutzmaßnahmen (z.B. Materialkosten für Nisthilfen für Wanderfalken oder Rauhfußkauz, Zuschuss für Igelüberwinterung)	-1.706,69 Euro	Spenden	5.735,20 Euro
Grundstückspacht	-1.160,63 Euro	Zinsen	361,03 Euro
Kontoführungsgebühren	-36,98 Euro		
Pflegemaßnahmen (z.B. Mahd, Zuschuss für Gerätekauf)	-1.950,71 Euro		
Sonstiges (z.B. Druckkostenzuschuss, Raummiete, Unterstützung Naturschutzinitiativen, Versandgebühren)	-776,76 Euro		
Gesamt	-5.631,77 Euro	Gesamt	6.096,23 Euro
Saldo am 31.12.2019			464,46 Euro

und Einnahmen in Bereichen zwischen umgerechnet 100,- und 1.000,- €. Mit Beginn der 1990er nehmen die Tätigkeiten merklich ab. Letzte, mit 162,59 € (318,- DM) geförderte, Artenschutzmaßnahme war 1987 zu Gunsten des Fledermausschutzes (BÜRGER 1989). Die letzte naturschutzfachliche Ausgabe war im Jahr 1989 eine Grundstückskauf über 15,34 € (30,- DM) (BÜRGER 1993). Seit dem Jahr 2014 sind die Kontoführungsgebühren höher, als die aus Zinsen erzielten Einnahmen (Abbildung 1), das Vermögen nimmt seitdem kontinuierlich ab.

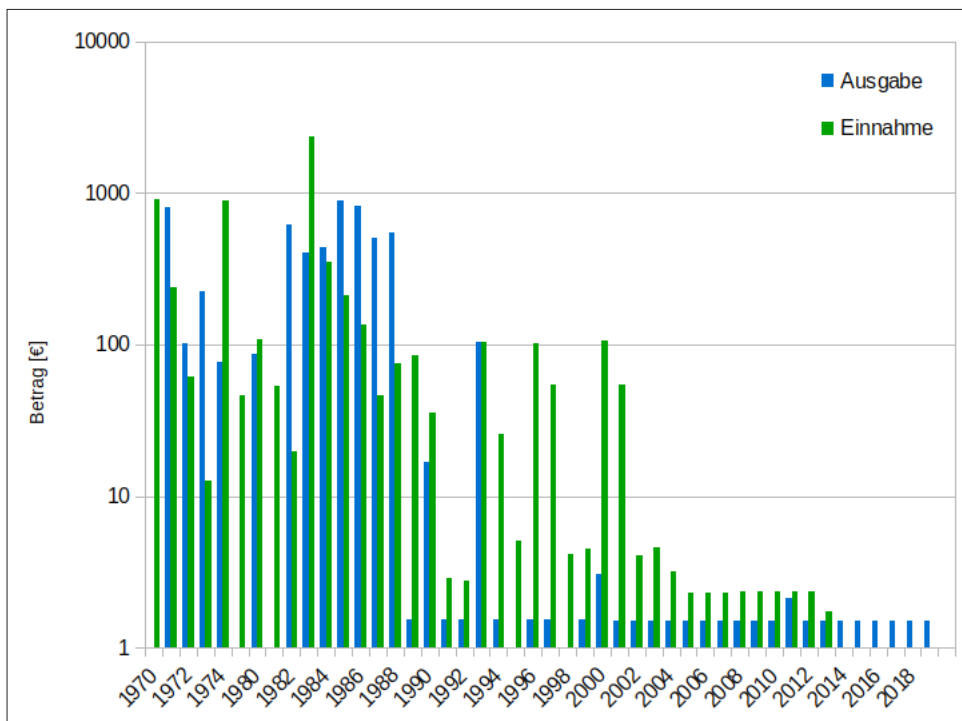


Abb. 1: Einnahmen und Ausgaben des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds von 1970 bis 2019.

Ausblick

Aufgrund der Inaktivität und des kontinuierlichen Abnahme des Vermögens des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds, beschloss die Mitgliederversammlung des BLNN e.V. am 11.12.2020 die Auflösung des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds. Das Vermögen wird dem Professor-FRIEDRICH-KIEFER-Fonds des BLNN e.V. zugeschlagen. Eine finanzielle Förderung einzelner Maßnahmen oder Forschungsvorhaben im Naturschutz sind weiterhin durch den BLNN e.V. möglich, hierfür wurden die Fördergrundsätze des Professor-FRIEDRICH-KIEFER-Fonds aktualisiert und erweitert. Aktive Naturschutzarbeit im BLNN e.V. findet weiterhin statt, durch die Arbeitsgruppe Naturschutz (AGN) sowie die Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz (AGF), jedoch übersteigt ein aktives Kaufen und Unterhalten von Grundstücken



die derzeitigen Kapazitäten des BLNN e.V., dies geschieht aktuell vornehmlich durch größere Vereine (z.B. BUND, NABU) oder dem Land Baden-Württemberg (durch die Regierungspräsidien).

Zu guter Letzt sei allen SpenderInnen und UnterstützerInnen, sowie den InitiatorInnen des Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds für ihr Engagement gedankt!

Literatur

BÜRGER (1989): Vereinsnachrichten – Kassenbericht. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 14(4): Seite 1013

BÜRGER (1993): Vereinsnachrichten – Kassenbericht. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 15(3): Seite 706

KNOCH, D. (1972): Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 10(3): Seiten 649-650

KNOCH, D. (1982): Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds 1980/81. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 13(1): Seiten 95-96

SCHNETTER, M., KNOCH, D. (1970): Dr.-ERWIN-SUMSER-Naturschutzfonds. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz, N.F. 10(2): Seiten 448-449

Berichtigung

In den Mitteilungen Band 22 S. 706 (Beitrag WIRTH, V., Zur Kenntnis der Flechtenbiota im Nordschwarzwald) lies: *Lecidea nylander* anstelle von *Lecidea nylanderiana*.





Hinweise für Autorinnen und Autoren

1. Profil

Die „Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e. V.“ (BLNN) publizieren regionalspezifische Beiträge aus dem südwestdeutschen und angrenzenden Raum mit den Schwerpunkten Botanik, Zoologie, Geologie, Landschafts- und Landnutzungsgeschichte sowie Naturschutz. Inhalte aus anderen Regionen mit Bezug zur regionalen Forschung sind willkommen. Insbesondere werden hier die Ergebnisse von Projekten, die durch den BLNN gefördert wurden, publiziert. In den Mitteilungen werden

- wissenschaftliche Originalbeiträge (bis 25 Druckseiten inkl. Abbildungen u. Tabellen, bzw. 50.000 Zeichen ohne Leerzeichen)
- Kurzmitteilungen
- Funde und Exkursionsberichte
- Nachrufe und Archivnachrichten
- Rezensionen und Literaturberichte
- Vereinsnachrichten

veröffentlicht. Die fertigen Beiträge stellen wir nach Abschluss des Lektorats zeitnah über den Dokumentenserver FreiDok der Universität Freiburg frei zugänglich zur Verfügung. Die Druckausgabe sammelt alle im Laufe eines Jahres entstandenen Beiträge. Alle erscheinen mit einem DOI (Digital Object Identifier).

Bitte senden Sie uns, soweit nicht anders abgesprochen, fachlich wie sprachlich druckreife Beiträge (Text, Abbildungen, Tabellen, Anhänge). Bei den eingereichten Beiträgen muss es sich um Originalbeiträge handeln, die nicht bereits anderweitig veröffentlicht wurden und deren Rechte (Copyright) bei den Autoren liegen.

Alle wissenschaftlichen Beiträge unterliegen einem redaktionellen und fachlichen Begutachtungsprozess (Peer Review). Über die Annahme, ggf. mit geringen oder größeren Änderungen entscheidet die Schriftleitung auf der Grundlage der Gutachten. Das von dem Autor oder der Autorin überarbeitete Manuskript wird gesetzt und geht dem Autor oder der Autorin als fertig umbrochene Seiten zur abschließenden Korrektur, Druckfreigabe (Impri-matur) und der einfachen Rechteübertragung noch einmal zu.

Die Herausgeber möchten insbesondere junge Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler ermuntern, die wichtigsten Ergebnisse ihrer Bachelor-, Master- oder Doktorarbeit zu veröffentlichen, und bieten ihnen Beratung und kollegiale Unterstützung bei der Abfassung eines einreichungsfähigen Manuskripts an. Kontaktieren sie in diesem Fall bitte die BLNN-Schriftleitung unter schriftleitung@blnn.de.

2. Manuskript

Das Manuskript umfasst den Text (Abschn. 2.1), die Abbildungen (Abschn. 2.2), die Tabellen (Abschn. 2.3) sowie etwaige Anhänge (Abschn. 2.4).





2.1 Text

Die Sprache des Artikels kann deutsch oder englisch sein. Der Artikel muss folgende Informationen enthalten:

- Titel (deutsch und englisch).
- Verfasser (Vorname, Name).
- Kurzzusammenfassung auf Deutsch (max. 200 Wörter), bis zu fünf Schlüsselwörter,
- Abstract (English, max. 200 words), up to five key words. Freigestellt ist ein französisches Résumé (200 Wörter) zzgl. der Mots clef.
- Komplette (Dienst-)Anschrift und E-Mail-Adressen der Verfasser bzw. Verfasserinnen.

Die Länge des gesetzten Artikels sollte die oben angegebenen Richtwerte nicht überschreiten. Kürzere Beiträge sind willkommen, längere Artikel müssen einen umfassenderen Inhalt mit einem hohen Wert für die Leserschaft enthalten.

Redaktionsschluss ist jeweils der 30. August für den nächsten erscheinenden Band.

Der Text muss orthographisch und grammatikalisch korrekt sein (neue deutsche Rechtschreibung von 2006 mit Nachträgen von 2011 u. 2017). Manuskripte sind ohne eingebundene graphische Elemente und Tabellen im .doc-, .docx-Format oder als .rtf (bevorzugt MS®-Word 2010 ff) anzulegen. Wir bitten darum, auf feste Formatierungen wie Fettschrift, Kapitälchen, Unterstreichungen, Zeilenumbrüche, Zentrierungen, Rahmen, Blocksatz, automatische oder manuelle Trennung etc. zu verzichten. Gattungsnamen, Art-Suffixe und Formelzeichen werden kursiv geschrieben. Zur Zuweisung der Überschriftenebenen sind dezimalklassifikatorisch max. 3 Ebenen, also 1., 1.1 und 1.1.2 usw. vorzunehmen.

Bitte verwenden Sie die untenstehende Artikelvorlage, die auch unter www.blenn.de/Artikelvorlage abgerufen werden kann oder Ihnen auf Nachfrage zugeschickt wird. (schriftleitung@blenn.de).

Im Text werden Literaturquellen mit Namen und Jahreszahl angegeben:

- ein Autor/eine Autorin: Wilmanns (1996) oder: (Wilmanns, 1996);
- zwei Autoren/Autorinnen: Ludemann & Nelle (2002) oder: (Ludemann & Nelle, 2002);
- drei und mehr Autoren /Autorinnen: Meier et al. (2004).
- Autoren/Autorinnen mit mehreren Aufsätzen: Wilmanns (1994, 1996), Wilmanns (1994a, b) oder (Wilmanns 1994, 1996) bzw. (Wilmanns 1994a, b)
- mehrere Autoren/Autorinnen in Klammern werden mit einem Semikolon abgetrennt, also: (Wilmanns 1994, 1996; Ludemann & Nelle, 2002)

Im Quellenverzeichnis werden die Literaturquelle wie folgt aufgelöst:

Zeitschriftenartikel: Name des Autors/der Autoren (Vornamen abgekürzt), Erscheinungsjahr (in Klammern): Titel der Arbeit. Abgekürzter Name der Zeitschrift, Bandzahl/Heft: Seitenzahlen. Beispiel:





Sauer K. (1976): Beiträge zur Hydrologie der näheren Umgebung von Freiburg i. Br. Mitt. Bad. Landesv. Naturk. u. Natursch. N.F. 9/3: 611-637.

Buchartikel: Name des Autors/der Autoren (Vornamen abgekürzt), Erscheinungsjahr (in Klammern): Titel der Arbeit. Seitenzahl in: Name des Herausgebers (Vornamen abgekürzt):

Buchtitel: Verlag, Erscheinungsort. Beispiel:

Schwoerbel, J. (1971): Hydrobiologie des Wutachgebiets. S. 481-500. In: Sauer, K., Schnetter, M. (Hrsg): Die Wutach - Naturkundliche Monographie einer Flusslandschaft. Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 6, Freiburg.

Monografie: Name des/der Autors/der Autorin (Vornamen abgekürzt), Erscheinungsjahr (in Klammern): Titel des Buches. Auflage, Seitenzahl, ggf. Anhang, Verlag, Erscheinungsort. Beispiel:

Oberdorfer, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Aufl., 1051 S., Ulmer, Stuttgart.

Internet-Quelle: Die Zitation von Internetseiten sollte vermieden werden. Falls dies unverzichtbar erscheint, sind der Name des Autors/der Autoren bzw. der Institution zu nennen und in Klammern Tag, Monat, Jahr des letzten geprüften Aufrufs der Seite, Titel der Seite und die vollständige http-Adresse. In letztere keine Trennstriche einfügen. Beispiel:

Haybach, A. (22.03.2011): Liste europäischer taxonomischer Literatur über Eintagsfliegen. <http://ephemeroptera.de/pdf-files/EGTaxlit.pdf>.

Für anderen Quellen, z. B. Rechtsquellen oder Patente gelten besondere Zitierungsvorschriften, über die wir Sie ggf. gern informieren.

2.2 Abbildungen

Als Abbildungen zählen Grafiken, Fotos, Karten und evtl. auch besondere Tabellen (z. B. Vegetationstabellen). Fotos sind mit einer Angabe zu versehen, aus der das Copyright hervorgeht (z. B. ... Foto: L. Mayer), bei Karten ist ggf. die Kartengrundlage anzugeben (z. B. ... Kartengrundlage DTK25, mit freundlicher Genehmigung des Landesamts für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg).

Bei Grafiken u. a., die aus anderen Werken übernommen wurden, ist in ähnlicher Weise zu verfahren.

Karten, Grafiken, Fotos und Tabellen müssen nach der Verkleinerung auf den Satzspiegel (192 x 128 mm) noch gut lesbar oder erkennbar sein. Vorlage, die diesen Anforderungen nicht genügen, können zwar in der digitalen Version (als Anhang), nicht aber in der gedruckten Version wiedergegeben werden (s. u.)

Als Format sollte tif, jpg, psd, eps oder gif verwendet werden. Nach der Umrechnung auf den Satzspiegel muss eine Auflösung von mindestens 300 dpi erreicht werden.

Alle Abbildungen und Tabellen müssen im Text jeweils fortlaufend nummeriert werden. Die Abbildungsunterschriften und Tabellenüberschriften sind in deutscher und englischer





Sprache am Ende des Textes aufzuführen. Die Bilddateien müssen als einzelne Dateien mit Angabe der Nummerierung wie im Text zur Verfügung stehen.

Bilder, Karten, Grafiken und andere grafische Elemente sind separat zu liefern und zu benennen z. B. (Abb. 2). Ihre Position im Text sollte entsprechend markiert werden, z.B. (Abb. 2), (Tab. 4)

2.3 Tabellen

Tabellen können als Bild, besser jedoch als Neusatz veröffentlicht werden. Damit die Tabellen von Word korrekt in ein DTP-Programm importiert werden können, ist auf eine sorgfältige Formatierung in Word zu achten.

2.4 Anhänge

Informationen, die für das Textverständnis und die Nachvollziehbarkeit der Resultate von nachrangiger Bedeutung sind, können als Anhänge wiedergegeben werden, beispielsweise

- Verzeichnisse von Abkürzungen, Begriffserläuterungen, Formelzeichen
- Formeln, statistische Verfahren, R-Skripte usw.
- Artenliste(n), Fundortliste(n)

Die Anhänge müssen den obigen Anforderungen genügen und sind sowohl in der digitalen als auch der Druckversion enthalten. Sind die Vorlagen nicht in dieser Weise reproduzierbar, erscheinen sie nur in der digitalen Ausgabe. (s.u.)

2.5 Ergänzende Materialien

Wichtige Informationen, die nicht satzspiegelgerecht in der Druckversion reproduzierbar sind, können im notwendigen Umfang in separaten Dateien der digitalen Version beigegeben werden. Hierzu gehören beispielsweise:

- Erläuterungen zur Methodik (z. B. als Textdatei)
- Fotodokumentationen (z. B. als PDF-Datei)
- Dokumentation der Mess- bzw. Erhebungsdaten
- Tabellenkalkulationsdateien (Ms Excel o. a.), Datenbankauszüge
- GIS-Projekte (ArcGIS, QGIS) und Shape-Dateien
- R-Skripte

Die ergänzenden Materialien besitzen den gleichen DOI wie der Haupttext, erscheinen aber nicht in der gedruckten Version.

3. Artikelvorlage

Titel

Vorname, Name

Zusammenfassung: Deutscher Text und Schlüsselwörter

Englischer Titel Abstract, Englische Zusammenfassung, Keywords





Optional Französischer Titel, französische Zusammenfassung, Mots clef

1. Überschrift

1.1 Überschrift

Text

1.1.1 Überschrift

Text

Literatur

Autor (Jahr): Titel. In Zeitschrift: Seiten x-x

Bitte senden Sie Ihre Beiträge an die Schriftleitung des BLNN (schriftleitung@blnn.de),
entweder direkt oder bei größerem Datenumfang per Download. Selbstverständlich steht
Ihnen die Schriftleitung gerne beratend zur Seite.

Die Schriftleitung des BLNN

(Gerd Süßbier, Christopher Traiser)