



Verein „Institut für angewandte Biologie und Umweltbildung“

Laufkäfer- und Spinnenzönosen der Salzlacken im Seewinkel als Grundlage für die Naturschutzarbeit: ein Vierteljahrhundert später

Endbericht 2021

Verfasser: Dr. Norbert Milasowszky & Dr. Klaus Peter Zulka

Ort, Datum: Wien, 30. November 2021

Dr. Norbert Milasowszky (Obmann des Vereins)

Canisiusgasse 15/2

1090 Wien

Österreich

E-Mail: norbert.milasowszky@univie.ac.at

Tel.: +43 699 194 286 60

in Kooperation mit

Dr. Klaus Peter Zulka

Ziegelofengasse 12/9

3400 Klosterneuburg

Österreich

E-Mail: pzulka@icloud.com

Tel.: 0043 699 124 626 81

Vorbemerkungen zum vorliegenden Endbericht

Bezugnehmend auf den **Auftrag vom 28. Jänner 2019** und den **Auftrag vom 11. März 2020** seitens des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel und das **Anbot vom 14. November 2018** seitens des Vereins „Institut für angewandte Biologie und Umweltbildung“ wollen wir im Folgenden über die Leistungen berichten, die im Rahmen des Forschungsvorhabens erbracht worden sind.

Aufgrund der gegenwärtigen brisanten Themenlagen im Naturschutz (Klimawandel, Insektensterben etc.) haben wir im vorliegenden Bericht zusätzlich zu den angebotenen Leistungen auch Klimadaten, Grundwasserpegeldaten etc. – sofern vorhanden und verfügbar – für unsere Analysen herangezogen. Dabei wurden natürlich jene Faktoren, die für den Verlust der Salzlacken seit Jahrzehnten offensichtlich hauptverantwortlich sind, auch bereits in einzelnen Kapitel diskutiert. Das betrifft vor allem die Themenbereiche „Grundwassersituation“ der Salzlacken im Speziellen und „Entwässerungsmaßnahmen“ im Seewinkel im Allgemeinen, die für den Nationalpark einen Zielkonflikt mit den Wassernutzungsinteressen der lokalen Landwirtschaft bilden.

Aus den Pflanzendaten wurden für alle Untersuchungsflächen ökologische Zeigerwerte generiert, wodurch weitere Umweltgradienten (u.a. Licht-, Temperatur- und Feuchtezahl) für die 60 Untersuchungsflächen für Analysen zur Verfügung standen.

Im vorliegenden Bericht wurden außerdem die allgemeinen Informationen zum Seewinkel und zur Situation der Salzlacken direkt aus dem Offert übernommen, worin wir die Notwendigkeit für eine Vergleichsstudie ausführlich dargelegt hatten. Die Einleitung wurde um zwei wichtige Kapitel ergänzt: „Chemismus und Trübe“ sowie „Ramsar-Gebiet, Entwässerungsgräben und Hochleistungsbrunnen,, beides größtenteils Exzerpte aus der Studie von Krachler et al. (2012).

Zusammenfassung für Entscheidungsträger

Highlights

- Im Jahr 2019 betrug der Salzgehalt im Oberboden nur mehr ein Fünftel des Salzgehalts von 1993.
- Die Individuenzahlen waren bei den Spinnen 2019 um 66 % niedriger als 1993.
- Unter den Spinnen gingen die Feuchtgebietsarten am stärksten zurück.
- Die Laufkäfer-Fangzahlen gingen insgesamt nur leicht zurück; die Laufkäfer-Fauna zeigte jedoch einen starken Turnover.
- Eine Reihe typischer Salzboden-gebundener Laufkäferarten des Seewinkels, die im letzten Jahrhundert noch an allen Lacken durchwegs häufig waren und 1993 noch in hohen Stückzahlen gefangen wurden, konnten nur mehr in Einzelexemplaren oder gar nicht mehr festgestellt werden.
- Degradationstendenzen, die 1993 hauptsächlich an den östlichen Lacken festgestellt wurde, betreffen nun auch die westlichen Lacken in starkem Maße.
- Eine rasche Renaturierung der Grundwasserspiegel-Verhältnisse erscheint zur Erhaltung der Salzlacken und ihrer Artengemeinschaften dringend geboten.

Im Jahr 1993 wurden die Uferzonen von 20 Lacken des Seewinkels systematisch auf ihre epigäische Arthropodenzönosen hin untersucht. Das Projekt illustrierte die Biotopansprüche der Spinnen, Laufkäfer und ihrer Artengemeinschaften, erbrachte Statusdaten zu seltenen biotopspezifischen Arten und gestattete eine Qualitätsbewertung der untersuchten Salzlacken. Seither haben sich die Verhältnisse im Seewinkel aber wesentlich verändert: Ein Nationalpark wurde im Untersuchungsgebiet eingerichtet, große Beweidungsprogramme wurden ins Leben gerufen, der Klimawandel machte sich über die Jahre immer deutlicher bemerkbar. Ein groß angelegtes Projekt des WWF zur Stabilisierung der Grundwasserstände konnte allerdings nicht implementiert werden. Eine Wiederholung der Studie von 1993 mit identischer Methodik, an den gleichen Stellen, zu gleicher Zeit, mit identischem Fangaufwand und mit den gleichen Bearbeitern sollte feststellen, inwiefern sich die ökologischen Bedingungen seither verändert haben, wie sich die Artengemeinschaften der Spinnen und Laufkäfer auf diese Veränderungen reagiert und was für Schlussfolgerungen für das Nationalpark-Management daraus zu ziehen sind.

An 20 Salzlacken wurden in jeweils drei Zonen (A-Zone: Lackeninneres, trockenfallender Lackenboden, B-Zone: Spülsaum, C-Zone: angrenzende Biotoptypen) mit jeweils drei Fallen (Kindernahrungsgläser, 4,5 cm Öffnungsdurchmesser, Fangflüssigkeit Ethylenglycol) während dreier 10-Tages-Perioden im Juni, Juli und September auf ihre epigäische Arthropodenfauna hin beprobt. Zeitgleich wurden auf den Untersuchungsflächen die fünf Umweltparameter Leitfähigkeit (Salzgehalt), pH-Wert (Alkalität), Wassergehalt des Oberbodens, Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe gemessen. Die Vegetation im Jahre wurde vollständig kartiert und pflanzensoziologisch klassifiziert. Jede nachgewiesene Spinnen- und Laufkäferart wurde für die Analysen einer von sechs Habitatgruppen zugeordnet. Die Gruppen der Salzarten und der Feuchtgebietsarten wurden für die Bewertung des Lackenzustands verwendet.

Zwischen 1993 und 2019 lag in den 40 A- und B-Zonen der Salzgehalt deutlich niedriger als 1993: Die Leitfähigkeit hat im Oberboden im Durchschnitt der 40 Standorte von 4604 μS auf 911 μS abgenommen, was einem Rückgang von 80,2 % entspricht. Lagen 1993 noch 22 Untersuchungsflächen der 40 A- und B-Untersuchungsflächen in einem stark alkalischen Bereich (pH-Wert über 11), fanden sich 2019 nur mehr neun Flächen in diesem Bereich. Insgesamt liegen noch 33 der 40 Flächen des Lackeninneren, das sind umgerechnet 82,5 %, im zumindest schwach alkalischen Bereich.

Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe haben in den inneren Lackenzonen (A und B) zwischen 1993 auf 2019 deutlich zugenommen: Die Vegetationsdeckung lag 1993 im Mittel bei 25 %; im Jahre 2019 bei 55 %, die Vegetationshöhe stieg im Durchschnitt von 15 cm auf 20 cm. In 10 der 20 A-Zonen und in sechs der 20 B-Zonen fand zwischen 1993 und 2019 eine Änderung in der pflanzensoziologischen Zusammensetzung statt. Vier der 20 Lacken – Kipflacke, Kleine Neubruchlacke, Moschatolacke, Baderlacke – haben seit 1993 ihren Charakter als Salzlacken mitsamt ihrer Zonierung vollkommen eingebüßt.

Die Individuenzahlen lagen bei den Spinnen im Jahr 2019 um 66 % niedriger als 1993. Unter den Spinnen gingen die Feuchtgebietsarten am stärksten zurück. Der Rückgang der Salzarten unter den Spinnen ist signifikant mit dem Rückgang der Leitfähigkeit und damit des Salzgehalts korreliert. Der Rückgang der Feuchtgebietsarten unter den Spinnen ist signifikant mit dem Rückgang des Wassergehalts im Oberboden (Feuchtigkeit, Nässe) korreliert. In den A-Zonen und den B-Zonen sind die Spinnengemeinschaften deutlich entlang des Sukzessionsgradienten (Leitfähigkeits-Vegetationsstruktur-Gradienten) zwischen 1993 und 2019 verschoben.

Die Laufkäferfauna zeigt einen deutlichen Arten-Turnover zwischen 1993 und 2019. Nur weniger als die Hälfte der Arten des Gesamtartensektrums war in beiden Untersuchungsjahren präsent. Die Individuenzahl lag 2019 nur knapp niedriger als 1993, war aber sehr stark von einem Ausreißer beeinflusst. Die für den Seewinkel sehr charakteristischen und einstmals häufigen Arten der Salzlackenufer *Bembidion varium*, *Bembidion tenellum* und *Dyschirius chalybeus gibbifrons* wurden 2019 gar nicht mehr gefangen; die Salzarten *Acupalpus elegans*, *Amara strandi*, *Bembidion minimum*, *Chlaenius spoliatus* und *Pogonus peisonis* zeigten statistisch signifikante Bestandsrückgänge und traten nur mehr vereinzelt auf. Die sandigen westlichen Lacken des Seedamms sind von den zöologischen Einbußen besonders stark betroffen.

Treiber dieser Änderungen, die mit einem starken Verlust des Salzgehalts im Oberboden, einer Abnahme des pH-Wertes, einer Zunahme der Vegetationsdeckung und einem Wechsel in der Pflanzensoziologie einhergehen, ist der seit Jahrzehnten unnatürlich niedrige Grundwasserpegel, dessen Verlauf wir im vorliegenden Bericht mit Messdaten seit den 1960er-Jahren dokumentieren konnten. Ein Netz von Entwässerungskanälen, Drainagegräben und Hochleistungsbrunnen trägt dazu bei, den Seewinkel zu entwässern. Ein niedriger Grundwasserstand bereits früh im Jahr macht es Arten, die an den Ufern der Salzlacken leben, unmöglich, individuenstarke Populationen aufzubauen. Ohne eine Renaturierung der Grundwasserspiegel-Verhältnisse droht das vollständige Aussterben typischer Salzstandorts-Arten, sofern es nicht schon stattgefunden hat. Zudem gilt es in den Sodalacken, die durch den Salzverlust fortschreitende Verschilfung der Lackenufer durch ein entsprechendes Pflegemanagement konsequent zurückzudrängen.

Einleitung

Der Seewinkel ist nicht nur innerhalb Österreichs, sondern auch innerhalb Europas durch eine einmalige Tier- und Pflanzenwelt charakterisiert. Das Zusammenspiel von singulären Ökofaktoren – abflusslose Senke, Salzhorizont im Boden, pannonisches Klima, ursprünglich extensive traditionelle Landwirtschaft – hat im Seewinkel eine einmalige Landschaft entstehen lassen, die Artengemeinschaften beherbergt, wie sie in Mitteleuropa ansonsten nicht vorkommen.

Besonders bemerkenswert ist dabei die Insekten- und Spinnenfauna des Gebiets. Zwar finden diese Organismengruppen im praktischen Naturschutz gegenüber Vögeln und Pflanzen meist weniger Beachtung; sie sind aber wegen ihrer Bindung an die besonderen Bodenbedingungen und Kleinstlebensräume hochgradig spezialisiert und demzufolge meist charakteristischer als etwa Wirbeltierarten (z. B. Mazek-Fialla 1936, Nemenz 1958, Löffler 1982).

Mit den oberflächenaktiven Laufkäfern und Spinnen des Seewinkels hat Österreich Anteil an einer Fauna, deren Verbreitungsschwerpunkt teils in den semiariden Steppengebieten Zentralasiens, teils im Mittelmeerraum, teils an der Schwarzmeerküste liegt. Innerhalb Österreichs sind salzbodenbewohnende Spezialisten praktisch vollständig auf den Seewinkel angewiesen (Übersicht in Oberleitner et al. 2006). Wegen ihrer engen und spezifischen Ansprüche an bestimmte Umweltbedingungen sind diese Organismengruppen als Zeiger für eine bestimmte Standortsqualität oder Habitatentwicklung besonders geeignet. Artengemeinschaften von Laufkäfern und Spinnen können somit als Messinstrumente sowohl für den allgemeinen Biotopzustand als auch für die Wirksamkeit von Naturschutz-Interventionen dienen.

Die Südrussische Tarantel *Lycosa singoriensis*, die größte Spinne Österreichs und ein Charaktertier des Seewinkels (Milasowszky & Zulka 1996, 1998), wurde ursprünglich aus Zentralasien (heutiges Kasachstan) beschrieben (Laxmann, 1770). Sie ist fast im gesamten Eurasischen Steppengebiet bis in den Seewinkel verbreitet und erreicht hier, abgesehen von einzelnen Arealvorstößen bis in die Wiener Gegend, das Weinviertel und Südmähren, ihr westlichstes Vorkommen in Eurasien. Obwohl nicht ausschließlich an Salz gebunden, konnten Milasowszky & Zulka (1996, 1998) zeigen, dass die Art offene kurzrasige Stellen, wie sie durch Salzausblühungen entstehen, bevorzugt. Die exotisch anmutende halobionte Spinne *Dactylopiastes digiticeps*, eine typische Art intakter Seewinkel-Salzlackenufer, hat ihre nächsten Vorkommen im Donaudeltagebiet und in der Camargue (siehe allerdings Zulka 2001; Nachweis im Zwingendorfer Glaubersalzgebiet). Die Wolfsspinne *Pardosa cribrata* ist die zahlenmäßig häufigste Wolfsspinnenart der Salzlackenufer. Auch bei dieser Art muss man zum nächsten Fundort weit reisen; sie ist in Europa in ihrer Verbreitung praktisch auf das Mittelmeergebiet beschränkt (Nentwig et al. 2018).

Der große Laufkäfer *Scarites terricola* galt im Seewinkel als ausgestorben, bis nach dem Zweiten Weltkrieg wieder neue Funde dieser ansonsten auf den Mittelmeerraum beschränkten Salzuferart gelangen (Schubert 1959, Kirschenhofer 1990, Übersicht in Zulka 2006 und Zulka et al. 2016). Viele Arten der Gattung *Dyschirius*, Laufkäfer, die im Körperbau besondere Anpassungen an eine grabende

Lebensweise entwickelt haben, sind an salzhaltige Böden wegen deren Bindigkeit gebunden und deswegen überregional gefährdet. Diese Arten kommen innerhalb Österreichs zumeist nur im Seewinkel vor und sind auch hier an sehr lokale Bedingungen gebunden. *Dyschirius extensus* ist von Lethmayer (1992) zum letzten Mal in Österreich gemeldet worden. Vom Laufkäfer *Agonum monachum*, einer Art brackiger Ufer, können die mitteleuropäischen Vorkommen an einer Hand abgezählt werden. Er war in Österreich seit den 1930er-Jahren verschollen, bis er 2014 wieder an zwei aussüßenden Salzlacken nachgewiesen werden konnte (Zulka & Milasowszky 2016).

Obwohl die Eigenart der Seewinkel-Arthropodenfauna mit vielen spektakulären Arten über die Jahrzehnte immer wieder Forscher angezogen hat (z.B. Hoffmann 1925a,b, Mazek-Fialla 1936, Franz & Beier 1948, Kühnelt 1955, Nemenz 1958, Franz 1964) blieben umfassende überblicksartige Untersuchungen der Salzlackenfauna die Ausnahme (vgl. Machura 1935, Franz et al. 1937); genauere Untersuchungen der Habitatbeziehungen und der Salzabhängigkeit fehlten. Erst Milasowszky & Zulka (1993) untersuchten systematisch und mit einheitlicher Methode die Ufer von 20 Seewinkel-Salzlacken und erbrachten damit einen quantitativen Überblick über den Status, die Häufigkeit und die Umweltbeziehungen der Seewinkel-Artengemeinschaften von Spinnen und Laufkäfern.

In den vergangenen 25 Jahren hat sich die Situation der Salzlacken im Seewinkel aber weiter stark verändert. Nahezu zeitgleich mit der Studie von Milasowszky & Zulka (1994) wurde der Seewinkel zum Nationalparkgebiet erklärt. Umfangreich dimensionierte, langandauernde und durch Monitoring gestützte Beweidungsprogramme (Waitzbauer et al. 2014) wurden seither implementiert und waren vielfach erfolgreich darin, den ursprünglichen Zustand von Überwachung bedrohter Lackenufer wiederherzustellen. Andererseits misslang, ein vom WWF initiiertes EU-Life-Programm zur Stabilisierung der Frühjahrs-Wasserstände im Seewinkel ins Leben zu rufen. Damit sind einige Salzlacken, auch solche innerhalb des Nationalparkgebiets, nach wie vor von Aussüßung, Überwachung und Degradierung bedroht (Krachler et al. 2012). In der Zukunft wird der Klimawandel mit Starkregenereignissen und längeren Trockenperioden eine immer größere Rolle im Seewinkel spielen und die Artengemeinschaften in wachsendem Ausmaß beeinflussen.

Angesichts dieser Entwicklungen wird eine Wiederholung der Untersuchung von 1993 mit den gleichen Methoden und den gleichen Probenahme-Intensitäten vorgeschlagen. In dieser Studie wurden auf 20 Salzlacken jeweils drei Zonen unterschieden und in jeder dieser Zonen wurde eine Untersuchungsfläche eingerichtet, also 60 Untersuchungsflächen insgesamt analysiert. Zahlreiche Umweltparameter wurden aufgenommen und die erhobenen Artengemeinschaften wurden mit diesen Umweltparametern in Beziehung gesetzt (Milasowszky & Zulka 1994). Eine Wiederholung der Studie bietet nicht nur eine dringend benötigte Aktualisierung der Statusdaten für Spinnen und Laufkäfer, sondern auch eine Dokumentation der Umweltveränderungen und ihren Einfluss auf besonders wertvolle Naturelemente nach über einem Vierteljahrhundert. Insbesondere können damit einzelne Lacken und ihre ökologischen Bedingungen identifiziert werden, die sich abweichend vom allgemeinen Trend entwickelt haben.

Ziele der aktuellen Studie

Zunächst wurden oberflächenaktive Spinnen und Laufkäfer mittels Barberfallen in gleicher Weise wie 1993, also in allen drei Zonen derselben 20 Lacken während dreier 10-Tages-Perioden im Juni, Juli und September erhoben werden. Damit ist ein relativer Vergleich derselben Untersuchungsflächen der Artengemeinschaften und der Umweltbeziehungen über den zeitlichen Abstand eines Vierteljahrhunderts möglich. Dabei stellen sich natürlich eine Reihe von wichtigen Fragen, z.B.: Sind die wertgebenden typischen Arten der Spinnen- und Laufkäferfauna auf den Salzlackenufern noch präsent? Hat sich die Verbreitung der Arten seither verändert? Wie haben sich die Artengemeinschaften im Seewinkel insgesamt und insbesondere bei einzelnen Lacken gegen den allgemeinen Trend im Speziellen verändert? Hatten die Managementmaßnahmen, insbesondere die Beweidung, Auswirkungen auf die Artengemeinschaften der Salzlacken, insbesondere auf die wertgebenden typischen Arten? Diese Frage wurde für die Weideflächen für Spinnen und Laufkäfer bereits intensiv untersucht (Milasowszky & Waitzbauer 2008, Milasowszky et al. 2014, Waitzbauer et al. 2014), nicht aber für die Lackenufer. Welche Folgen hat eine eventuelle Aussüßung der Salzlacken auf die bodenoberflächenaktive Laufkäfer- und Spinnenfauna? Treten in ihrem Verlauf möglicherweise besondere Arten hinzu, so wie bei *Agonum monachum* (vgl. Zulka & Milasowszky 2016) bereits dokumentiert? Inwieweit können Spinnen und Laufkäfer dem Nationalpark als Werkzeuge dienen, um Verbesserungsmaßnahmen einzuleiten oder um bereits vorgegebene Managementziele zu erreichen, insbesondere bei der Renaturierung und Restaurierung einzelner Salzlacken oder bestimmter Gebietsabschnitte innerhalb des Seewinkels?

Voraussetzung für die Beantwortung aller relevanter Fragen ist die Erfassung der Spinnen- und Laufkäferfauna jener 60 Untersuchungsflächen (an 20 Salzlacken), die bereits 1993 beprobt wurden, und zum anderen die faunistisch-ökologische Bewertung dieser Flächen anhand der vorkommenden Arten im Vergleich der Jahre 1993 und 2019.

Im Speziellen sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- (1) Welche Spinnen- bzw. Laufkäferarten kommen auf den 60 Untersuchungsflächen im Jahre 2019 vor? Welche Veränderungen zeigen sich im Vergleich mit 1993?
- (2) Wie hoch ist die Anzahl bzw. der Anteil der Rote-Liste-Arten im Artenspektrum im Jahre 2019 und welche Unterschiede kann man im Vergleich mit 1993 feststellen?
- (3) Wie verteilen sich die Spinnen- bzw. Laufkäferarten im Artenspektrum hinsichtlich ihrer Habitataffinität im Jahre 2019 und im Vergleich zu 1993?
- (4) Welche Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede bestehen in den Spinnengemeinschaften der Jahre 2019 und 1993 hinsichtlich der Indikatorwerte für „Beschattung“ und „Trockenheit“ basierend auf den Spinnen-Indikatorwerten von Entling et al. (2007)?
- (5) Welche Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede bestehen zwischen den Spinnengemeinschaften der Jahre 2019 und 1993 hinsichtlich des Ausbreitungsvermögens der Arten?

(6) Welche Ähnlichkeiten bzw. Unterschiede bestehen zwischen den Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung? Wie ähnlich sind die Spinnen- bzw. Laufkäfergemeinschaften der 60 Untersuchungsflächen im zöologischen Vergleich der Jahre 2019 und 1993.

Der Vergleich mit den Daten aus dem Jahre 1993 auf denselben Untersuchungsflächen eröffnet eine Grundlage, in der Zukunft über weitere Zeitintervalle faunistisch-ökologische Veränderungen zu dokumentieren (Zulka & Milasowszky 1998). Solche Wiederholungen würden es in weiterer Folge erlauben, auch die Jahr-zu-Jahr-Schwankungen in den Art-Abundanzen abzuschätzen und vom langfristigen übergeordneten Trend zu unterscheiden. Der Bedeutung des Gebietes entsprechend könnte auf diese Weise ein Monitoring-Werkzeug etabliert werden, das den Erfolg von Managementmaßnahmen in wissenschaftlich-statistischer Weise auf längere Sicht stringent und nachvollziehbar dokumentiert. Das Nationalparkgesetz verpflichtet die Nationalparkverwaltung, Managementpläne für alle Nationalparkzonen auszuarbeiten (Herzig 1991). Dabei sind die Zielarten von besonderer Relevanz. In den Salzlacken (Zone A, B) sind es die salz- und feuchtigkeitsliebenden Arten, in den höher gelegenen Lackenufern (Zone C) die sandliebenden Arten in den Sandlebensräumen und die trockenheitsliebenden und wärmeliebenden Arten in den trockenen Hutweideflächen, die als Zielarten in Frage kommen.

Spinnen und Laufkäfer als Bioindikatoren

Die meisten Spinnenarten reagieren sehr empfindlich auf Veränderungen ihrer Umwelt (Turnbull 1973, Uetz 1991, Wise 1993). Da sich Spinnen hinsichtlich ihrer autökologischen Lebensraumansprüche folglich sehr gut charakterisieren lassen (Martin 1991, Hänggi et al. 1995, Entling et al. 2007), gelten sie als ausgezeichnete Bioindikatoren für landschaftsökologische Veränderungen und biodiversitätsrelevante Fragestellungen (z. B. Kiechle 1992, Churchill 1997, Churchill & Arthur 1999, Marc et al. 1999, New 1999, Skerl 1999). Für das Vorkommen und die Verteilung von Spinnen in ihrem Lebensraum ist neben biotischen Faktoren (Konkurrenz, Feinde, Parasiten, Nahrungsangebot) auch ein Komplex von abiotischen Faktoren verantwortlich: Architektur der Vegetation (Höhe, Deckung), Mikroklima (Feuchte, Temperatur, Wind, Licht, Einstrahlung) und Bodenbeschaffenheit (Feuchte, pH-Wert, Korngröße) (Duffey 1966, Wise 1993). Insbesondere zwei Hauptgradienten sind für die Einnischung der Arten von großer Bedeutung: Beschattung und Feuchtigkeit (Entling et al. 2007).

Laufkäfer sind eine der am besten ökologisch charakterisierten Insektengruppen (Lindroth 1945, Thiele 1977, Müller-Motzfeld 1989, Marggi 1992, Luka et al. 2009, Gesellschaft für Angewandte Carabidologie e. V. 2009). Die Anspruchsprofile sind bei den meisten Arten gut bekannt und in der Literatur dokumentiert. Aus der Veränderung der Artengemeinschaften lassen sich meist klare Rückschlüsse auf bestimmte Umweltveränderungen ziehen. Insbesondere gilt dies bei Bewohnern von Extrembiotopen, denen seit jeher besondere Aufmerksamkeit zu Teil wurde (Krogerus 1925, Horion 1959, Schjøtz-Christensen 1965, Gersdorf 1966, Heydemann 1967).

Untersuchungsgebiet

Der Seewinkel ist ein Gebiet, das im Westen durch den Neusiedler See, im Norden durch die Parndorfer Platte, im Osten durch die Ungarische Grenze/Hansag und im Süden durch den Einserskanal begrenzt wird (Löffler 1982). Der Anteil der Salzböden an der gesamten Fläche des Seewinkels wird auf etwa 6% geschätzt (Nelhiebel 1980). Vergleichbare Salzlacken findet man sonst im europäischen Binnenland nur in Zentralungarn.

Pannonische Salzlebensräume setzen bestimmte hydrologische, geologische und klimatische Bedingungen voraus. Sie treten in überwiegend ebenem Gelände auf, das mit seichten Mulden durchsetzt ist, deren Wasserhaushalt zum einen von Niederschlag und zum anderen von anstehendem, salzhaltigem und saisonal schwankendem Grundwasser bestimmt wird. Vorherrschendes Salz ist das als Soda bekannte Natriumkarbonat (NaHCO_3). Die Salze stammen erdgeschichtlich aus einem bei aridem Klima gebildeten salzführenden Bodenhorizont, der während der letzten Zwischeneiszeit entstand. Damit sich die Salze an der Bodenoberfläche anreichern können, muss das Grundwasser bis nahe an die Oberfläche heranreichen, d. h. der Grundwasser-Flurabstand muss sehr gering sein, und die jährliche Verdunstungsrate muss die Jahresniederschlagssumme deutlich übersteigen. Auch die lange Sonnenscheindauer und die stetigen Winde bewirken eine Verdunstung des aufsteigenden Grundwassers, das an der Oberfläche der Solontschakböden eine weiße Salzausblüfung hinterlässt. Bei intakten Lacken ist der Lackenboden nach unten hin dicht abgeschlossen; das Grundwasser steht somit an einem 0,5 bis 1 m mächtigen Sperrhorizont aus Feinsediment an. Reißt diese Verbindung durch Absenkung des Grundwasserspiegels allerdings ab, kann durch die fehlende Kapillarwirkung kein Salz mehr in das System Salzlacke nachgeliefert werden; stattdessen wird oberflächliches Salz über den Niederschlag zurück ins Grundwasser gespült. Die Folge ist, dass die Lacke aussüßt und die typischen alkalischen Solontschakböden und ihre Halophytenfluren degradieren. Da die Kapillarpumpe durch die Sonnenstrahlung angetrieben wird und bei vollständig beschattetem Boden abreißt, ist neben dem Faktor Salz auch die Beweidung ein wichtiger, standortsprägender und -erhaltender Faktor für die pannonischen Salzlebensräume, insbesondere in den Uferbereichen der Salzlacken (siehe dazu auch den Abschnitt Beweidung). Die Vegetation tritt an den Salzlacken meist in Zonierungen auf, deren Ausbildung primär über Wasserversorgung, Überstauung und Salzgehalt gesteuert wird. Bei großflächiger Aufgabe der Weidenutzung dehnen sich Brackwasserröhrichte auf Kosten von Salzsümpfen im Seewinkel aus.

Pannonische Salzsteppen und Salzwiesen sind im Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie gelistet und zählen zu den prioritär in der EU zu schützenden Lebensraumtypen (Essl 2005). Im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel gehören die Salzlacken des Seewinkels zu den wichtigsten Schutzgütern (Zulka et al. 2016).

Studie von Häusler (2020) zur Entstehung des „Salzführenden Horizontes“

Laut Häusler (2020) handelt es sich beim „Salzführenden Horizont“ im Seewinkel um ein mosaikförmiges „Puzzle“ von Salz führendem, vor allem sandigem, Lehm mit entsprechend unterschiedlichen Anteilen im Feinboden (das betrifft die Korngrößen Sand, Schluff und Ton) und im Grobboden (Kies). Häusler (2020) widerspricht somit der Hypothese von Krachler et al. (2012), dass es sich beim „Salzführenden Horizont“ um einen einheitlich flächenhaft verbreiteten und aufgebauten 0,5 bis 1 Meter mächtigen Bodenhorizont handelt. Häusler (2020) widerspricht auch der Hypothese, und dass die ganzjährig Wasser führenden Lacken über einer Sperrschicht entstanden sein sollen, die durch Auskristallisation von feinsten Kalk und Tonpartikeln aus dem einströmenden Grundwasser gebildet wurden, und dass diese Sperrschicht mit einem Lackenstauhorizont und explizit mit dem „Salzführenden Horizont“ gleichgesetzt wird.

Als mögliche Erklärung für die Entstehung des „Salzführenden Horizonts“ beruft sich Häusler (2020) zunächst auf die Theorie der Alkalibodenbildung in Ungarn, wo sich ein Salz führender Horizont in Gerinnen eines blauen, tonig-sandigen Leithorizontes der Riß/Würm-Interglazials* bildete, in denen Natriumsalze akkumuliert wurden.

Durch spätere Überlagerung der salzigen Böden mit eingewehtem kalkhaltigem Lösslehm entstand die Voraussetzung für die chemische Entstehung von Soda. Im Seewinkel könnte wie bei der Alkalibodenbildung in Ungarn diese Anreicherung ebenfalls im Riß/Würm-Interglazial passiert sein, als es in feinkörnigen Sedimenten limnisch-fluviatiler Herkunft (z.B. Paläo-Donau) durch Verdunstung zu einer Anreicherung von Natriumsalzen gekommen ist. Dieser als „Salzführender Horizont“ bezeichnete bodenkundliche Leithorizont befindet sich in 35 bis 70 cm Tiefe und wird von Husz (1961) als „ein lössähnliches, schluffreiches, reichlich Kalk enthaltendes Substrat, das in wechselnder Menge gut gerundete, oft intensiv gefärbte Quarzschotter enthält“, beschrieben. Die anschließende Überlagerung mit aus der Luft eingewehtem Löss bzw. aus dem Wasser eingespültem Schwemmlöss könnte auch im Seewinkel zum Entstehen einer solchen „Sodafabrik“ und zur Bildung von alkalischen Salzböden (Solontschaken und Solonetzen) geführt haben. Die heutigen Grundwasser beeinflussten Sodaböden konnten sich in weitere Folge dann überall dort durch Ionenaustauschprozesse entwickeln, wo in dem aderförmig verzweigten Paläo-Gewässernetz feinkörnige Sedimente abgelagert worden waren. Häusler (2020) bezieht sich bei der Beschreibung dieses Paläo-Gewässernetzes auf das Ablagerungsmodell eines anastomosierenden Flusses, das aus zahlreichen Elementen besteht, wie blattaderförmig verzweigte Gerinnen und Kanälen mit unterschiedlicher Schleppkraft, Uferhang-Abbrüchen, Uferdämmen, Überflutungs- und Überschwemmungsflächen sowie fächerartigen Ablagerungen von Grob- bis Fein-Sedimenten. Die grobkörnigen Ablagerungen dieser Paläoflüsse werden heute etwa durch Schottergruben aufgeschlossen, die sich oftmals in der unmittelbaren Nachbarschaft von Salzlacken befinden. Aufgrund von Bohrungen im Bereich der Salzlacken ist davon ausgehen, dass diese limnisch-fluviatilen Prozesse vermutlich während des gesamten Jungpleistozäns* stattgefunden haben.

* Das Rib/Würm Interglazial (synonym Eem-Warmzeit) markiert den Beginn des Jung-Pleistozäns vor etwa 126.000 Jahren. Diese Warmzeit dauerte rund 11000 Jahre lang bis dann vor etwa 115000 Jahren die Würm-Kaltzeit einsetzte, die wiederum vor rund 11700 Jahren von der der gegenwärtigen Warmzeit, dem Holozän, abgelöst wurde.

Rückgang der Salzlacken

In ihrer fundamentalen Arbeit über das Ramsar-Gebiet Neusiedlersee-Seewinkel gelang es Dick et al. (1994) erstmalig, unter Verwendung historischer Karten des Jahres 1855, insgesamt 139 Salzlacken mit einer Fläche von 3.615 ha vollständig zu dokumentieren. Rund 100 Jahre später, im Jahre 1957, waren von diesen ursprünglich 139 Salzlacken nur mehr 79 (mit einer Fläche von 1.360 ha) übrig. Bis 1986 sank die Zahl der Salzlacken weiter auf 63 (805 ha) (Dick et al. 1994). Aktuell waren davon aktuell nur noch 59 Salzlacken vorhanden oder befanden sich in einem renaturierbaren Zustand (Krachler et al. 2012). Die Fläche der natürlichen Salzlacken beträgt zwar noch 2.537 ha, doch nur etwa ein Viertel dieser Fläche (rund 648 ha) war im Jahre 2010 noch als freie Wasserfläche vorhanden, der Rest war vollkommen verlandet (Krachler et al. 2012). Diese verbliebenen 648 ha des Jahres 2010 repräsentieren somit gerade noch 18% der einstigen Lackenfläche des Jahres 1855 (3.615 ha). Innerhalb der letzten 150 Jahre sind somit vier Fünftel der Salzlacken im Seewinkel verschwunden.

Der Beginn des Lackensterbens ist mit der einsetzenden Mechanisierung in der Deichgräberei in der Mitte des 19. Jahrhunderts anzusetzen (Golser Kanal sogar schon 1828) (Krachler et al. 2012). Zwei wesentliche Faktoren trieben den Verlust der Salzlacken voran: zum einen die Änderungen der hydrologischen Verhältnisse, und zum anderen die Änderungen in der Landnutzung.

Zu den hydrologischen Veränderungen gehören die Anlage von Entwässerungsgräben, die Absenkung des Grundwasserspiegels und die Verletzung des 0,5 bis 1 m mächtigen Sperrhorizonts aus Feinsediment im Lackenboden. Diese Einflüsse führten zu einer Auswaschung des Salzes aus dem Lackenboden und somit zur Aussüßung der Salzlacken. Landnutzungsänderungen umfassen die Aufgabe der Beweidung (Zulka et al. 1997) sowie die Intensivierung des Wein- und Gemüsebaus im Seewinkel. Grundwasserabsenkung, Aussüßung und Beweidungsaufgabe führten synergistisch zu einer Vegetations-Sukzession in den Lacken hin zu geschlossener Vegetation (Schilf oder Reitgras). Ein weiterer Faktor für die Verlandung ist der Abbau von organischem Material, der wiederum vom chemischen Zustand der Salzlacken, insbesondere der Gehalt an Soda (Alkalität, Säurebindungsvermögen) abhängt (Krachler et al. 2012). Je basischer die Lösung, desto rascher und vollständiger erfolgt der Abbau der pflanzlichen Substanz. Sinkt umgekehrt als Folge von Entwässerungsmaßnahmen der Gehalt an Soda und damit das Säurebindungsvermögen, verlangsamt sich dieser Abbau und Pflanzenreste werden angehäuft. Somit verlanden die Salzlacken; oftmals innerhalb weniger Jahre.

Chemismus und Trübe

Krachler et al. (2012) fassen die wesentlichen Informationen zum Lackenchemismus folgendermaßen zusammen: Das charakteristische und wichtigste Element der Sodalacken ist - wie der Name schon sagt - der Gehalt an Soda = Alkalität = Säurebindungsvermögen (SBV), der gleichzeitig den hohen pH-Wert jenseits von 9 sicher stellt. Das Soda (NaHCO_3) im Lackenwasser entsteht als Folge von chemischen Reaktionen, bei denen sich vor allem Calcium mit Carbonat zum schwer löslichen Carcit verbindet und dadurch ermöglicht, dass sich das zurückbleibende Natrium mit dem Hydrogencarbonat zum stark alkalischen Soda verbindet. Bedeutend für intakte Sodalacken ist daher Na^+ -reiches bzw. Ca^{2+} -armes Grundwasser. Abbildung E/14 aus Krachler et al. (2012) zeigt, dass neben dem Soda natürlich auch andere Elemente und Ionen in der Chemie der Sodalacken im Austausch zwischen Grund- und Lackenwasser beteiligt sind.

Jedenfalls kann nur unter den für Sodalacken typischen alkalischen Bedingungen die aus den Uferbereichen eingetragene Algen und Pflanzenmasse alljährlich wieder zur Gänze abgebaut werden. Grundsätzlich muss man nämlich wissen, dass saure Lösungen den Abbau hemmen, wohingegen basische Lösung den Abbau beschleunigen. Krachler et al. (2012) veranschaulichen dies an einem Beispiel aus dem Alltag, nämlich Essiggurken, die sich in essigsaurer Lösung monatelang frisch halten, wohingegen sie in einer basischen Sodalösung innerhalb weniger Tagen zerfallen würden. Der Abbau der pflanzlichen Biomasse, der auf der Oxidation der organischen Partikel und der gelösten Huminstoffe mit Sauerstoff beruht, wird von Bakterien bewerkstelligt. Dabei kommt laut Krachler et al. (2012) insbesondere der Trübe des Lackenwassers eine Schlüsselfunktion zu. Denn diese winzigen Trübe-Partikel sind eben der Sitz jener Bakterien, welche die gelösten organischen Reste des Abbaus abgestorbener Pflanzen aus dem Wasser holen und zu Kohlendioxid (und Wasser) veratmen (oxidieren). Hohe Sodakonzentrationen garantieren somit ideale chemische Bedingungen für diesen Abbau, da die Trübeartikel als Träger der den Abbau bewerkstelligenden Bakterien, in Schwebelösung gehalten werden und so für eine perfekte Durchmischung von Substrat und Bakterien sorgen. Alle Säuren, die sich während des Abbauprozesses bilden, und weiteren Abbau behindern könnten, werden überdies durch das Soda chemisch neutralisiert und so aus der Lösung entfernt.

Ramsar-Gebiet, Entwässerungsgräben und Hochleistungsbrunnen

Seit 1983 sind die Lacken im Seewinkel Teil des Neusiedlersee Ramsar-Gebiets, seit 1988 Schutzgebiet im Europäischen Netzwerk Biogenetischer Reservate des Europarates. Im Jahre 2009 haben Österreich und Ungarn das bestehende Ramsar-Gebiet zum Neusiedlersee – Fertö – Hansag-Ramsar-Gebiet grenzüberschreitend vereinigt.

Unter den Schutzgütern sind folgende Feuchtgebietstypen ausgewiesen: (i) Dauernd wasserführende Salzwasserseen (Typ Q), (ii) Saisonal oder periodisch wasserführende Salzwasserseen und -böden (Typ R), (iii) Dauernd wasserführende Salzwasserteiche und -tümpel (Typ Sp); und (iv) Moore (Typ U) (<https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasser-eu-international/feuchtgebiete/ramsar/neusiedlersee.html>).

Da in Folge von Drainagierungen und landwirtschaftlichen Wasserentnahmen der Großteil des Seewinkels der Grundwasserhorizont seit den 1950er-Jahren gefallen ist (Haas 1992, zitiert in Krachler et al. 1992), und der Niedergang der Salzlacken gut dokumentiert ist (Dick et al. 1994, Krachler et al. 2012), muss man davon ausgehen, dass der Erhalt der Salzlacken und die Weiterführung der aktuellen landwirtschaftlichen Produktionsweisen offensichtlich nicht miteinander vereinbar sind.

Um augenscheinlich zu zeigen, wie sehr der Seewinkel von Entwässerungsgräben und Hochleistungsbrunnen in seinem Wasserhaushalt beeinträchtigt wird, wollen wir die Abbildung E/1 aus Krachler et al. (2012) präsentieren, aus der hervorgeht, dass allein die Hauptgräben ein Streckennetz von 115 km Länge bilden. Zudem gibt es eine Vielzahl an weiteren kleineren Gräben, die allesamt das Ramsar-Feucht-Schutzgebiet entwässern.



Notwendigkeit für aktuelle Daten

In den Analysen von 1993/1994 zeigte sich, dass Sandgehalt, Salzgehalt und Wassergehalt die wichtigsten Erklärungsparameter für die Zonierung der Spinnen und Laufkäfer waren (Milasowszky & Zulka 1994). Vegetationshöhe und Vegetationsdeckung beeinflussen den Salzgehalt und wirken auch direkt auf die Artengemeinschaften. Salzgehalt, Wassergehalt und Vegetationsparameter werden zudem durch Managementmaßnahmen beeinflusst; die zu beprobenden Umweltparameter geben daher Auskunft über die Auswirkungen und die Effektivität von Managementmaßnahmen im Seewinkel.

Die Daten aus der Studie von Milasowszky & Zulka (1994) wurden seither immer wieder herangezogen, um den Zustand der Salzlacken zu bewerten: etwa in der Inventur der halophilen Arten (Milasowszky 2006, Zulka 2006) in österreichischen Salzlebensräumen (Oberleitner et al. 2006), oder in Publikationen über das Vorkommen einzelner hochgradig gefährdeter Spinnen- und Laufkäferarten, wie jenes der halobionten Spinne *Dactylopistes digiticeps* (Zulka 2001) oder des lange verschollenen Laufkäfers *Agonum monachum* (Zulka & Milasowszky 2016).

In jüngster Zeit wurden die Daten aus 1993/1994 selbst für eine „aktuelle“ Bewertung der Salzlacken anhand des Vorkommens halophiler Arten im Auftrag des Naturschutzbundes (Krachler et al. 2012) oder des Umweltbundesamtes (Zulka et al. 2016) verwendet. Trotz der Nützlichkeit der Daten von 1993/1994 darf der Rückgriff auf sie im Laufe der Jahre (mittlerweile darf man durchaus von Jahrzehnten sprechen) natürlich nicht darüber hinwegtäuschen, dass ihr Aktualitätswert mit den Jahren allmählich geschwunden ist, und eine Aktualisierung der Datenlage dringend notwendig ist; ein Umstand, den Milasowszky & Zulka (1998) bereits kurz nach Gründung des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel als eine künftige Perspektive formuliert hatten.

Material und Methoden

Freilandarbeit

Im Untersuchungsjahr 2019 wurden die selben 20 Salzlacken (siehe Tab. 1) des Jahres 1993 mit insgesamt 60 Untersuchungsflächen bzw. 180 Untersuchungspunkten ausgewählt (20 Lacken * 3 Zonen * 3 Fallen) (Abb. 1, 2 und 3). Für die Benennung der Lacken wurden die im Nationalpark Verzeichnis offiziell empfohlenen Lackennamen verwendet. Zugleich wurden Irrtümer des Jahres 1993 berichtigt (Tab. 1).

Tab. 1: Namen, Akronyme und Nummerierung der untersuchten Salzlacken in Milasowszky & Zulka (1994) basierend auf Löffler (1982); die aktuell gültigen Lackennamen sind seit März 2020 in einem Verzeichnis des Nationalparks registriert; die Lackennummern des Nationalpark-Verzeichnisses sind identisch mit jenen aus Löffler (1982, Tabelle 3) und Dick et al. (1994, Beilage 1).

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
1.	Albersee	ABS	39	Albersee
2.	Kirchsee	KIS	41	Kirchsee
3.	Lacke südlich Unterstinker	LSU	54	Südlicher Unterer Stinkersee
4.	Unterstinkersee	USS	36	Unterer Stinkersee
5.	Lacke südlich Oberstinker	LSO	62	Mittlerer Stinkersee
6.	Oberstinkersee	OSS	35	Oberer Stinkersee
7.	Höllacke	HLL	34	Janischlacke
8.	Ochsenbrunnlacke	OBL	30	Ochsenbrunnlacke
9.	Paulhoflacke / Lacke südlich Birnbäumlacke	PHL/LSB*	29	Kipflacke
10.	Birnbäumlacke	BBL	28	Birnbäumlacke
11.	Freiflecklacke	FFL	31	Sechsmahdlacke
12.	Obere Fuchslochlacke	OFL	26b	Östliche Fuchslochlacke
13.	Kleine Neubruchlacke	KNL	74	Kleine Neubruchlacke
14.	Untere Fuchslochlacke	UFL	26a	Westliche Fuchslochlacke
15.	Große Neubruchlacke	GNL	25	Neubruchlacke
16.	Wörthenlacke	WTL	23	Westliche Wörthenlacke
17.	Darschlacke	DSL	22	Darscho
18.	Martinhoflacke	MHL	13 / 16*	Martinhoflacke
19.	Moschadolacke	MSL	12	Moschatolacke
20.	Lacke südlich St.Andrä	LSA	2	Baderlacke

* der Name „Paulhoflacke“ sowie die Lackennummer 13 für die Martinhoflacke wurden von Milasowszky & Zulka (1994) irrtümlich gewählt.

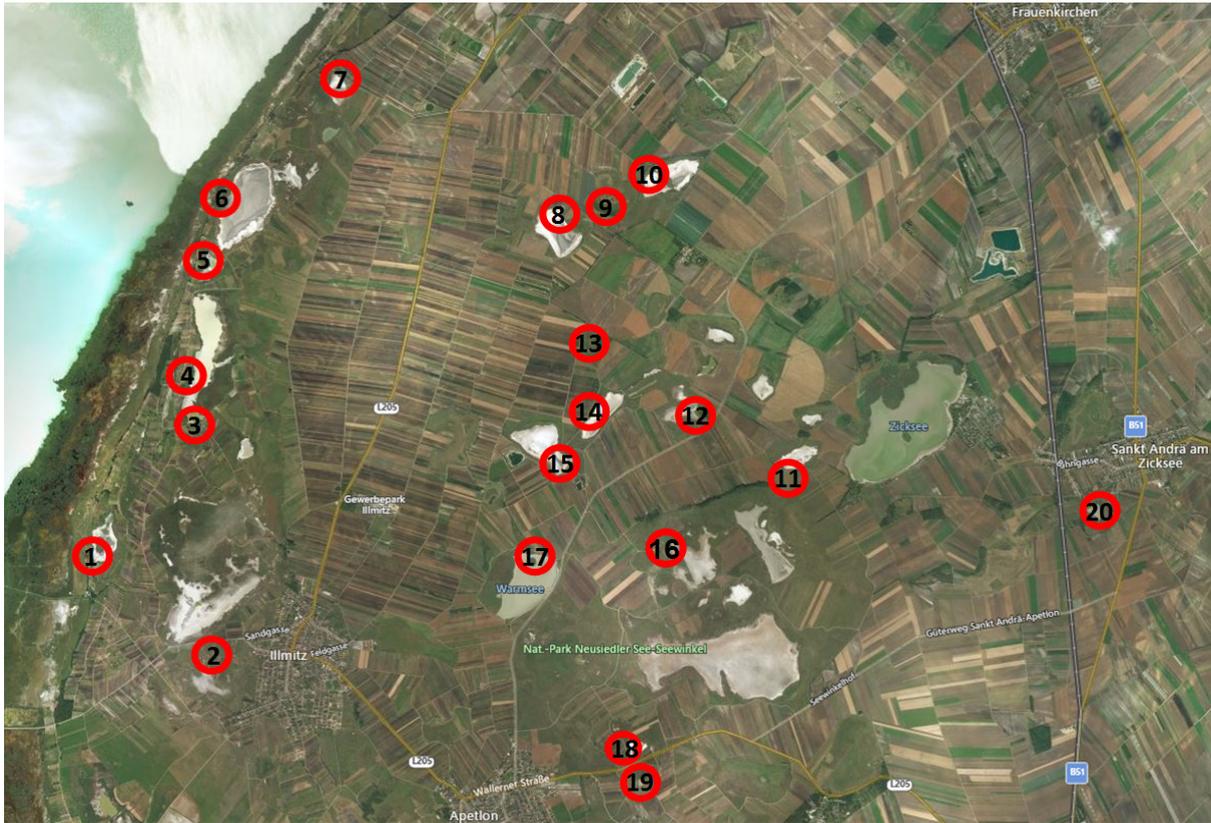


Abb. 1: Lage der untersuchten Salzlacken (Die rot eingeringelten Zahlen entsprechen der Reihenfolge, in der die Lacken während des Eingrabens und Leerens der Barberfallen aufgesucht wurden).



Abb. 2: Position der Untersuchungsflächen (kleine weiße Kreise: innen Zone A, außen Zone C) am Ostufer der Großen Neubruchlacke = **Neubruchlacke** (Nr. 15 in Tab 1 und Abb. 1), Lackennummer: 25.



Abb. 3: Bodenfalle in der A-Zone der Großen Neubruchlacke = **Neubruchlacke**.

Basierend auf den schriftlichen Aufzeichnungen und photographischen Dokumenten des Jahres 1993 wurde genau darauf geachtet, tatsächlich wieder all jene Stellen zu finden, die bereits 1993 als Untersuchungspunkte gedient hatten (Tab. 2). Auch das Positionierungsschema der drei Bodenfallen wurde exakt beibehalten.

Tab. 2: Geographische Koordinaten der 60 Untersuchungsflächen (z.B. ABS A = Albersee, Zone A).

Untersuchungsflächen	Östliche Länge	Nördliche Breite
ABS A	16,768377	47,77285
ABS B	16,768448	47,772795
ABS C	16,768277	47,772708
KIS A	16,785948	47,760915
KIS B	16,786177	47,761156
KIS C	16,786239	47,761726
LSU A	16,78461	47,788809
LSU B	16,784661	47,788859
LSU C	16,784629	47,788776
USS A	16,785493	47,797319
USS B	16,785374	47,797322
USS C	16,785295	47,797286
LSO A	16,78676	47,806533
LSO B	16,78669	47,806661
LSO C	16,786532	47,806713
OSS A	16,788577	47,812604
OSS B	16,788456	47,812613
OSS C	16,787976	47,81276
HLL A	16,809023	47,828
HLL B	16,809187	47,82809
HLL C	16,809361	47,828107
OBL A	16,844812	47,81349
OBL B	16,844921	47,813612
OBL C	16,844982	47,813658

LSB A	16,850849	47,81347
LSB B	16,850893	47,813292
LSB C	16,850914	47,813037
BBL A	16,859899	47,817319
BBL B	16,859715	47,817463
BBL C	16,859476	47,817598
FFL A	16,883755	47,78349
FFL B	16,883684	47,783462
FFL C	16,883678	47,783439
OFL A	16,867896	47,789026
OFL B	16,868042	47,78886
OFL C	16,868812	47,788116
UFL A	16,848736	47,787994
UFL B	16,848703	47,787976
UFL C	16,84852	47,787979
KNL A	16,849446	47,799304
KNL B	16,849317	47,79938
KNL C	16,849083	47,799505
GNL A	16,846572	47,784008
GNL B	16,847005	47,783788
GNL C	16,847501	47,783617
WTL A	16,862991	47,774198
WTL B	16,862784	47,774231
WTL C	16,862501	47,774219
DSL A	16,844417	47,772485
DSL B	16,844468	47,772531
DSL C	16,844616	47,772569
MHL A	16,856868	47,750647
MHL B	16,856668	47,750599
MHL C	16,856351	47,750441
MSL A	16,857692	47,748512
MSL B	16,857595	47,748709
MSL C	16,857421	47,748998
LSA A	16,935412	47,779076
LSA B	16,935621	47,779116
LSA C	16,935957	47,779203

Beprobung

Alle 60 Untersuchungsflächen wurden an den nahezu selben Zeitpunkten/Zeiträumen (jeweils 10-Tages Intervalle) innerhalb des Untersuchungsjahres 2019 beprobt:

Periode 1: 27. Mai bis 6. Juni 2019 (im Vergleich: 28. Mai bis 7. Juni 1993),

Periode 2: 15. bis 25. Juli 2019 (13. bis 23. Juni 1993) und

Periode 3: 10. bis 20. September 2019 (10. bis 20. September 1993).

Die Beprobung jeder Untersuchungsfläche erfolgte mittels einer Bodenfalle gemäß Barber (1931). Als Fanggefäße dienten im Jahre 2019 wie bereits 1993 Kindernahrungsgläser (der Marke Hipp-Spitzenqualität) mit einem Öffnungsdurchmesser von 4,5 cm und einer Tiefe von 9 cm. Jedes Fanggefäß wurde zur Abtötung und Fixierung des Tiermaterials zu einem Drittel mit Monoäthylenglykol, dem zusätzlich etwas Detergenz beigemischt wurde, gefüllt. Auf den Einsatz von Dächern wurde aufgrund der kurzen Fangperioden verzichtet, was aber keinen signifikanten Einfluss auf die Fangeffizienz der Fallen hat (Phillips & Cobb 2005, Buchholz & Hannig 2009).

Nach Periode 1 und Periode 2 wurden nach der Leerung die Fallengruben mit Plastikbechern und Bodenmaterial verfüllt, um auf diese Weise beim nächsten Termin das Eingraben der Fallen zu erleichtern.

Das gesamte Fallenmaterial einer jeden der 180 Barber-Fallen wurde nach jeder Leerung sortiert und nach Spinnen, Laufkäfern und Rest getrennt jeweils in 70%igem Alkohol zur weiteren Bearbeitung aufbewahrt. Bei den Spinnen und Laufkäfern wurden also jeweils 540 Proben bearbeitet.

Identifikation und Nomenklatur

Die adulten Spinnen wurden unter Verwendung des europäischen Bestimmungsschlüssels von Nentwig et al. (2020) auf Art-Niveau determiniert. Die Nomenklatur der Spinnen folgt dem World Spider Catalog (2020).

Das Laufkäfer-Material wurde mittels Müller-Motzfeld (2004), in Einzelfällen unter Berücksichtigung der Schlüssel in Freude (1976) und Hürka (1996) auf Artniveau determiniert und gegebenenfalls mit Habitusabbildungen in Bleich (2020) verglichen. Spezialliteratur in Form von einzelnen Gattungsrevisionen wurde gelegentlich konsultiert.

Bodenproben

Beim Eingraben der Fallen wurden gleichzeitig standardisierte Bodenproben (Durchmesser 4,5 cm, Bodensäule 4 cm) mit Hilfe eines Steckzylinders entnommen. Von diesem Bodenproben wurde später im Labor der Wassergehalt, der pH-Wert und die Leitfähigkeit bestimmt.

Vegetation

Messung der Vegetationshöhe

Beim Leeren der Fallen wurden die Untersuchungsflächen fotografisch dokumentiert und die Vegetationshöhe in derselben Weise wie 1993 gemessen. Die Messungen und Schätzungen wurden in beiden Untersuchungsjahren ausschließlich von Peter Zulka durchgeführt und protokolliert.

Vegetationsaufnahmen

Im Jahre 2019 wurden auf allen 60 Untersuchungsflächen [durch Priv. Doz. Dr. Wolfgang Willner] Vegetationsaufnahmen mittels einer modifizierten Skala der Vegetationsdeckung nach Braun-Blanquet (1964) erstellt (siehe Willner 2013, p 424: r: -0,2%, +: -1%, 1: -5%, 2a: -10%, 2b: -25%, 3: -50%, 4: -75%, 5: -100%).

Die 60 Vegetationsaufnahmen bilden zugleich die Grundlage für eine derzeit noch im Gange befindliche pflanzensoziologische Überarbeitung der Salzrasen und Salz-Pionierfluren, aber auch der Tritt- und Flutrasen sowie der Trocken- und Halbtrockenrasen des Seewinkels durch den Bearbeiter. Folgende Pflanzengesellschaften wurden identifiziert (Tab. 3):

Tab. 3: Pflanzengesellschaften in den 60 Untersuchungsflächen, nach Zonen (A, B, C) getrennt

Pflanzengesellschaft	A	B	C
Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)			3
Atriplicetum prostratae (Spießmellen-Salzflur)		1	
Bolboschoenion maritimi-Gesellschaft (Stechteichbinsen-Flur)	1		
Bolboschoeno-Phragmitetum (Brackwasser-Schilf-Röhricht)	1		
Centaureo pannonicarum-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwingel-Steppe)			4
Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)			2
Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur)			2
Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur) - Übergang zu Juncion gerardii			1
Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)	2		
Crypsio-Suaedetum pannonicarum (Pannonische Salzmellen-Flur)	9		
Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	4	5	
Loto-Potentilletum anserinae (Gänsefingerkraut-Weide)		1	
Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	2	11	1
Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) - untypisch	1	1	
Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)		1	5
? (Stark ruderalisierter Salzschwingel-Rasen)			1
? (Subhalophiler Rohrschwingel-Rasen)			1

Insgesamt wurden in den 60 Untersuchungsflächen 196 Pflanzenarten nachgewiesen. Die Taxonomie der Pflanzenarten folgt Fischer et al. (2008).

Gleichzeitig wurden auch die Daten der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahre 1993 herangezogen. Diese sind nicht weniger umfangreich als jene von 2019; dennoch haben wir den Experten Wolfgang Willner gebeten, vorbehaltlich die Pflanzengesellschaften aufgrund der Daten zu bestimmen.

Pflanzen-Zeigerwerte

Für alle Pflanzen wurden die auf einer 9-teiligen Skala definierten ökologischen Zeigerwerte nach Borhidi (1995) für die Parameter Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchtigkeit (12-teilige Skala), Reaktion, Stickstoff und Salz ermittelt und für einen Vergleich der standörtlichen Verhältnisse der 60 Untersuchungsflächen zwischen 1993 und 2019 herangezogen; natürlich immer unter dem Vorbehalt, dass die Daten aus 1993 weniger umfangreich erhoben wurden als 2019.

Laborarbeit

Bodenproben

Die 180 Bodenproben einer jeden Periode wurden am selben Tag der Probennahme gewogen und danach bei 105°C im Trockenschrank 24h lang getrocknet; aus der Differenz von Frischgewicht und Trockengewicht wurde der Wassergehalt bestimmt.

Danach wurde in den getrockneten Bodenproben mit einem Sieb (Maschenweite 2 mm) der Feinboden (Sand, Schluff, Ton) vom Skelettboden (Kies und Steine) getrennt.

Mit rund 20 g des Feinbodens wurde danach für jede der 180 Proben (540 insgesamt) ein Wasserauszug im Verhältnis 1:5 hergestellt (Abb. 4). Für jede der 540 Proben wurde danach der pH-Wert und die Leitfähigkeit [μS] gemessen.



Abb. 4: Erstellung eines Wasserauszugs im Verhältnis 1:5 (hier: 20 g gesiebter Boden + 100 ml Aqua dest. = Wasserauszug von 120 ml).

Klimadaten

Für die Beobachtungs- und Messstation „Neusiedl am See“ sind im Jahrbuch der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) online klimatologische Aufzeichnungen aus den Jahren 1990 bis 2019 verfügbar. Alle Monats- und Jahresauswertungen zum Klima (Temperatur, Niederschlag) in unserer Studie beruhen auf diesen Daten

(ZAMG website: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klimauebersichten/jahrbuch>).

Grundwasserdaten

Der Hydrographische Dienst Burgenland (HD-Burgenland) betreibt ein Messstellennetz, das im Seewinkel seit 1966 durchgehende Daten zu den Grundwasserpegelständen liefert. Die Daten des HD-Burgenland hat uns freundlicherweise Dr. Michael Dvorak als CSV-Files zur Verfügung gestellt. Alle Monats- und Jahresauswertungen zum Grundwasser im Seewinkel in unserer Studie beruhen auf diesen Daten. Die HZB-Nummern der einzelnen Messstellen und ihre geographische Position ist in Abb. 5 dargestellt.

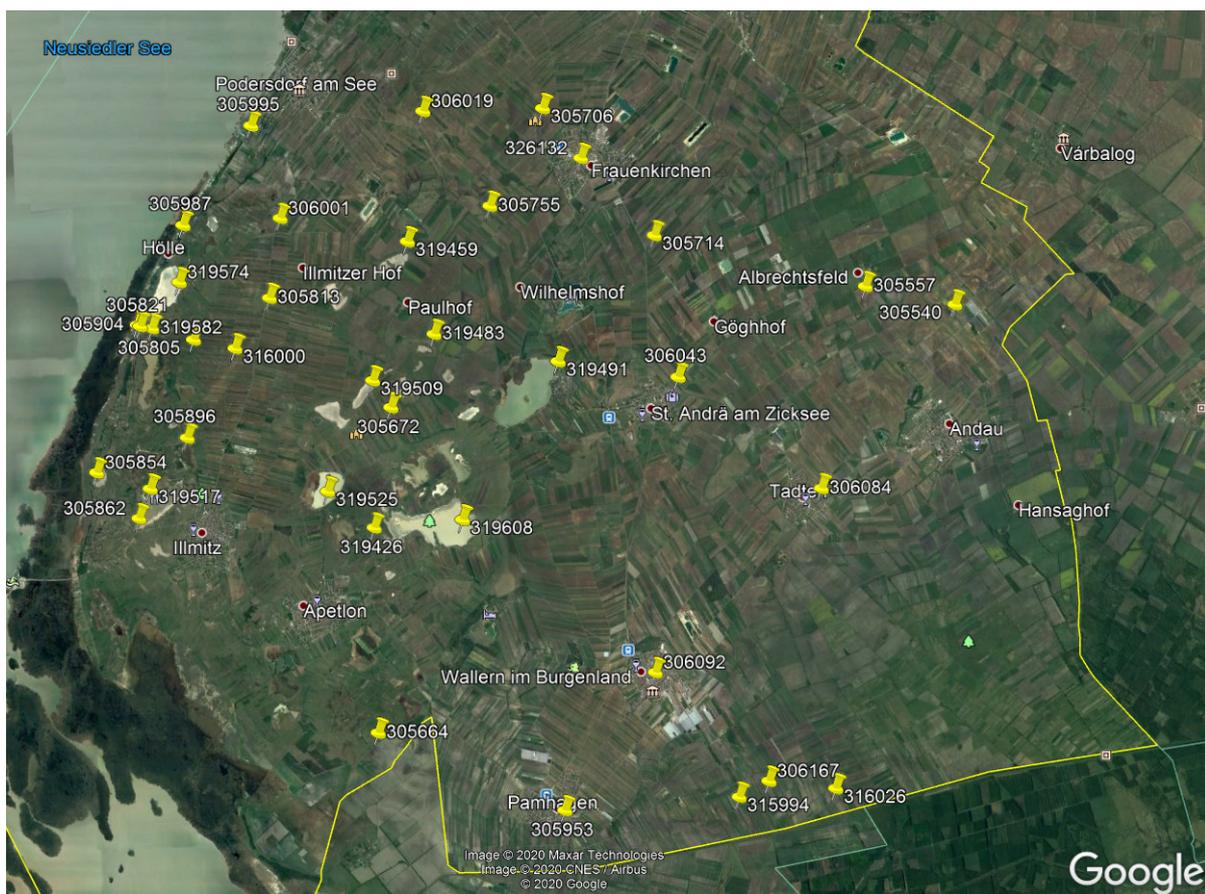


Abb. 5: HZB-Nummern und geographische Position der Grundwasser-Messstellen des Hydrographischen Dienstes Burgenland im Seewinkel und angrenzender Gebiete.

Folgende Messstellen wurden für die Datenauswertung herangezogen (Tab. 4):

Tab. 4: Grundwasser-Messstellen des Hydrologischen Dienstes-Burgenland im Seewinkel

HZB-Nummer	Ort	Meßstelle	Gelände Höhe	Meßpunkthöhe	Sohlage	Östliche Länge	Nördliche Breite	Daten ab
305540	Andau	Br 68	120,68	120,88	114,98	17°02'08"E	47°48'01"N	1966
305557	Andau	Br 101	121,16	121,91	116,84	17°00'29"E	47°48'18"N	1966
305664	Apetlon	Br 71	117,18	117,93	113,93	16°51'02"E	47°42'57"N	1966
305672	Apetlon	Bl 109 A	120,45	121,45	110,95	16°51'33"E	47°47'03"N	1969*
305706	Frauenkirchen	Bl 11 A	122,4	123,35	112,4	16°54'38"E	47°50'44"N	1966*
305714	Frauenkirchen	Bl 12 A	121,76	122,76	111,76	16°56'36"E	47°49'04"N	1966*
305755	Frauenkirchen	Bl 108 A	123,08	124,03	115,03	16°53'34"E	47°49'32"N	1969*
305805	Illmitz	Bl 11 A	117,85	118,55	102,85	16°47'56"E	47°48'01"N	1965*
305813	Illmitz	Bl 8 A	121,42	122	110,15	16°49'23"E	47°48'30"N	1966
305821	Illmitz	Br 14	117,15	117,45	114,3	16°46'57"E	47°48'13"N	1966
305854	Illmitz	Br 16	116,62	117,47	111,58	16°46'01"E	47°46'23"N	1966
305862	Illmitz	Br 28 A	117,53	118,43	112,23	16°46'46"E	47°45'47"N	1966
305896	Illmitz	Br 65 A	117,78	118,38	110,68	16°47'44"E	47°46'47"N	1966
305904	Illmitz	Bl 3	115,97	116,17	103,82	16°46'54"E	47°48'14"N	1969
305953	Pamhagen	Br 45	121,64	121,89	113,49	16°54'26"E	47°41'52"N	1966
305987	Illmitz	Bl 2	115,88	116,28	107,03	16°47'50"E	47°49'28"N	1969
305995	Podersdorf am See	Bl P 2	117,37	117,82	106,22	16°49'11"E	47°50'41"N	1969
306001	Podersdorf am See	Br 7	122,54	123,09	116,66	16°49'39"E	47°49'30"N	1966
306019	Podersdorf am See	Br 9	123,81	124,51	118,46	16°52'24"E	47°50'46"N	1966
306043	St. Andrä am Zicksee	Br 107	123,04	123,29	114,04	16°56'55"E	47°47'16"N	1966
306084	Tadten	Br 111	121,15	121,15	113,23	16°59'29"E	47°45'46"N	1969
306092	Wallern im Bgld.	Br 36	119,6	119,75	113,49	16°56'14"E	47°43'33"N	1966
306167	Wallern im Bgld.	Br 112	117,31	117,66	109,51	16°58'15"E	47°42'07"N	1969
315994	Wallern im Bgld.	Br 113	117,52	118,02	108,5	16°57'41"E	47°41'56"N	1970
316000	Illmitz	Br 116	120,86	120,96	115,51	16°48'42"E	47°47'53"N	1972
316026	Wallern im Bgld.	Br 115	116,65	117	108,1	16°59'29"E	47°41'59"N	1972
319426	Apetlon	Bl 126 A	118,63	119,68	108,72	16°51'08"E	47°45'32"N	1974
319459	Podersdorf am See/Birbaumlacke	Lp	121,25	119,91	120,22	16°52'00"E	47°49'08"N	1975
319483	Apetlon/Stundlacke	Lp	121,51	119,58	119,92	16°52'25"E	47°47'57"N	1975
319491	St. Andrä am Zicksee	Lp	121,78	117,61	119,73	16°54'42"E	47°47'32"N	1975
319509	Apetlon/Fuchslochlacke	Lp	120,4	119,28	118,05	16°51'14"E	47°47'24"N	1975
319517	Illmitz/Illmitzer Zicksee	Lp	117,3	115,85	116,02	16°47'00"E	47°46'09"N	1975
319525	Apetlon/Darscho(lacke)	Lp	119,22	116,97	117,35	16°50'18"E	47°46'01"N	1975
319574	Illmitz/Oberer Stinkersee	Lp	117,65	116,3	116,45	16°47'43"E	47°48'45"N	1976
319582	Illmitz/Unterer Stinkersee	Lp	117,3	116,03	116,39	16°47'10"E	47°48'11"N	1976
319608	Apetlon/Lange Lacke	Lp	118,45	116,76	117,01	16°52'47"E	47°45'35"N	1977
326132	Frauenkirchen	Br 134	123,16	123,36	115,41	16°55'18"E	47°50'05"N	1979

Bei fünf mit * gekennzeichneten Messstellen wurden die geographische Position zwischen 1996 und 2004 leicht verändert.

305672	06.07.1997	16°51'05"E	47°46'43"N
305706	13.01.1997	16°54'27"E	47°50'39"N
305714	01.09.1996	16°56'37"E	47°49'04"N
305755	13.01.1997	16°53'27"E	47°48'56"N
305805	04.10.2004	16°47'51"E	47°48'02"N

Rote Liste Spinnen

Für die Bewertung der Spinnenarten hinsichtlich ihrer Gefährdung wurden unveröffentlichte Daten aus der Roten Liste der Spinnen Österreichs (Komposch et al., in Vorb.) herangezogen. Die verwendete Einstufung der gefährdeten Arten (CR, EN oder VU) basiert auf der Expertise von Norbert Milasowszky, der auch einer der Ko-Autoren der in Bearbeitung befindlichen Rote Liste der Spinnen Österreichs ist.

Habitataffinität Spinnen

Die Einteilung der einzelnen Spinnenarten nach ihrer Habitataffinität erfolgte aufgrund von Literaturdaten (z.B. Buchar 1992, Buchar & Růžicka 2002, Entling et al. 2007, Grimm 1985, 1986, Reinke & Irmeler 1994, Hänggi et al. 1995, Kreuels & Platen 1999, Matveinen-Huju 2004, Nentwig et al. 2020) sowie auf der Basis einer eigenen Datenbank, in der die Spinnenfunde und deren Habitate in Österreich seit 1960 erfasst werden.

Folgende sechs Habitataffinitäts-Kategorien wurden unterschieden, wobei zur besseren Nachvollziehbarkeit der ausgewählten Kategorien auch die EUNIS-Habitattypen-Klassifikation berücksichtigt wurde (Tab.).

Tab. 5: Habitataffinität: Nummer, Kategorie, Abkürzung und englische Bezeichnung

Nummer	Kategorie	Abkürzung (englische Bezeichnung)
1	Agrarische und ruderale Lebensräume	A (arable land + ruderal areas)
2	Trocken-warmes Grasland (Trockenrasen etc.)	Gd (grassland dry)
3	Typisches offenes Grasland (Grünland etc.)	Gm (grassland mesic)
4	Salzlebensräume	Gs (grassland saline)
5	Feucht-nasses Grasland + Sümpfe und Moore	Gw (grassland wet + mires, bogs and fens)
6	Wald, Waldrand, Waldweiden, Hecken etc.	W (woodland)

Indikatorwerte Spinnen

Für die ökologische Charakterisierung der Untersuchungsflächen wurden die verfügbaren Indikator-Daten für Beschattung und für Trockenheit/Feuchtigkeit der Spinnenarten aus Entling et al. (2007) verwendet. In dieser Studie über die mitteleuropäischen Spinnengemeinschaften wurden von Entling et al. (2007, Appendix S2) insgesamt 590 Arten hinsichtlich ihrer Nischen-Position entlang zweier Umweltgradienten (Beschattung und Feuchtigkeit) statistisch analysiert und die Daten in einem Appendix publiziert. Zwar liegen nicht für jede Spinnenart unserer Studie entsprechende Nischen-Daten vor, insbesondere gilt das für die in Mitteleuropa selteneren ost- und südosteuropäisch verbreiteten Arten, dennoch haben sich die Indikatorenwerte in Bezug auf die lokale Spinnenfauna als ökologisch sehr aussagekräftig herausgestellt (z.B. Hepner & Milasowszky 2014).

Ausbreitungsvermögen Spinnen

Zahlreiche Spinnenarten aus verschiedenen Familien, besitzen die Fähigkeit sich mittels „ballooning“ ausbreiten zu können (Bell et al. 2005, Foelix 2015). Bei diesem Phänomän handelt es sich um den passiven Transport auf Luftströmungen mittels Seidenfäden (z.B. Duffey 1956, Dean & Sterling 1985, Bell et al. 2005, Blandenier et al. 2013). Im deutschsprachigen Raum werden „ballooner“ auch als Aeronauten, Fadenfloßflieger oder Luftsegler bezeichnet (vgl. Weidel et al. 2010). Bei vielen Luftseglern beträgt die Distanz zwischen Abflug und Landung in der Regel etwa hundert Meter. Unter günstigen Bedingungen allerdings können Luftsegler aber auch Distanzen von sogar über 100 Kilometer zurücklegen (Reynolds et al. 2007).

In der jüngeren Literatur werden drei Luftsegler-Gruppen unterschieden (z.B. Bonte et al. 2003b, Bell et al. 2005, Blandenier 2009, Blandenier et al. 2013): (i) häufige Luftsegler, wie Linyphiidae (> 50% alle gefängenen Individuen in Luftsegler-Studien, siehe Wu et al. 2017); (ii) gelegentliche Luftsegler, wie Lycosidae, Salticidae, Theridiidae und Thomisidae (repräsentieren rund 1% bis 20% aller Spinnen in Luftsegler-Studien) und (iii) Wenig bis Nicht-Luftsegler, wie Dysderidae, Eutichuridae, Hahniidae, Mimetididae und Zodariidae (repräsentieren gewöhnlich < 1% aller Spinnen in Luftsegler-Studien).

Statistik

Die Gruppierung der Spinnengemeinschaften der 60 Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit erfolgte mittels Multidimensionaler Skalierung (MDS) und kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA). In der MDS wurden wie in der Literatur empfohlen (z.B. Bonte et al. 2002, 2003a) Präsenz-Absenz Daten mit dem Jaccard-Index als Ähnlichkeitsmaß verwendet; zum Vergleich wurden aber auch die absoluten Individuenzahlen und der Bray-Curtis Index als Ähnlichkeitsmaß herangezogen. Für die MDS wurde das Programm „IBM SPSS Version 23.0 für Windows“ verwendet, für die CCA das Programm „PAST“ (Hammer et al. 2001). Auch alle statistischen Tests wurden mit Hilfe des Programms „IBM SPSS Version 23.0 für Windows“ durchgeführt.

Ergebnisse & Diskussion

Umweltparameter

Klima

Im Zeitraum zwischen 1990 und 2019 hat die mittlere maximale Temperatur an der Messstation Neusiedl am See signifikant (linear) zugenommen ($P < 0.001$) (Abb. 6). An der Steigung der Regressionslinie kann man ablesen, dass die Zunahme rund 2 °C beträgt, also von etwa $22,5\text{ °C}$ auf $24,5\text{ °C}$ im Mittel gestiegen ist.

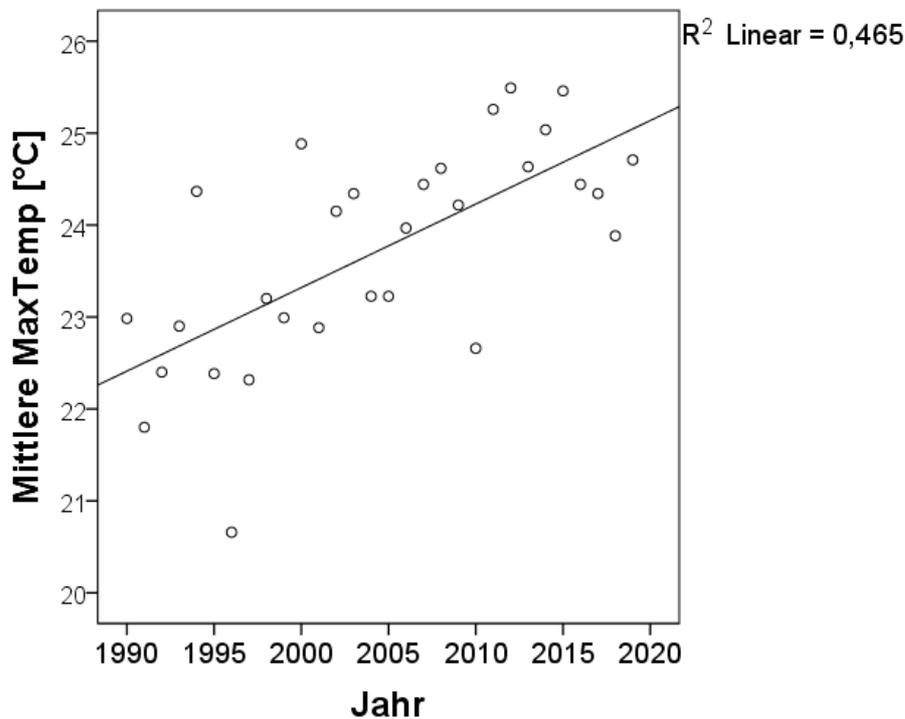


Abb. 6: Messstation „Neusiedl am See“: mittlere maximale Temperatur in $^{\circ}\text{C}$ der Jahre 1990 bis 2019

Betrachtet man die Summe des jährlichen Niederschlags im selben Zeitraum, kann man keine signifikanten Trends feststellen ($P = 0,292$). Die Niederschlagssummen sind aber sehr unterschiedlich in den einzelnen Jahren und schwanken zwischen rund 300 und 750 mm pro Jahr. Im Durchschnitt liegt die Summe des jährlichen Niederschlags bei etwa 500 mm. Im Jahre 1992 und 1993 lag die jährliche Niederschlagssumme jeweils unterhalb dieser 500 mm Marke mit 494 bzw. 419 mm Niederschlag. Auch in den Jahren 2017 bis 2019 kann man von eher trockenen bzw. durchschnittlichen Jahren sprechen mit 480, 479 und 512 mm Niederschlag pro Jahr. In den Untersuchungsjahren 1993 und 2019 betrug der Unterschied zugunsten des Jahres 2019 fast 100 mm (419 zu 512), d.h. das Jahr 2019 war sogar etwas feuchter als das Jahr 1993.

Da keine direkt im Seewinkel gemessene Niederschlagsdaten für vergleichbare Auswertungen zur Verfügung standen, sollen diese Vergleiche vornehmlich als Hintergrundinformation dienen. Wichtig für die vorliegende Studie ist, dass es sich bei den Niederschlagssummen der beiden Untersuchungsjahre (und ihrer jeweiligen Vorjahre) eher um vergleichsweise geringfügig trockenere bzw. durchschnittliche Niederschlagsjahre handelt. Da die Niederschlagssummen der Untersuchungsjahre 1993 und 2019 und ihrer jeweiligen Vorjahre also recht ähnlich waren, kann man schlussfolgern, dass auch ihr Einfluss auf die Unterschiede in den 1993 und 2019 erhobenen biotischen und abiotischen Daten vernachlässigbar ist.

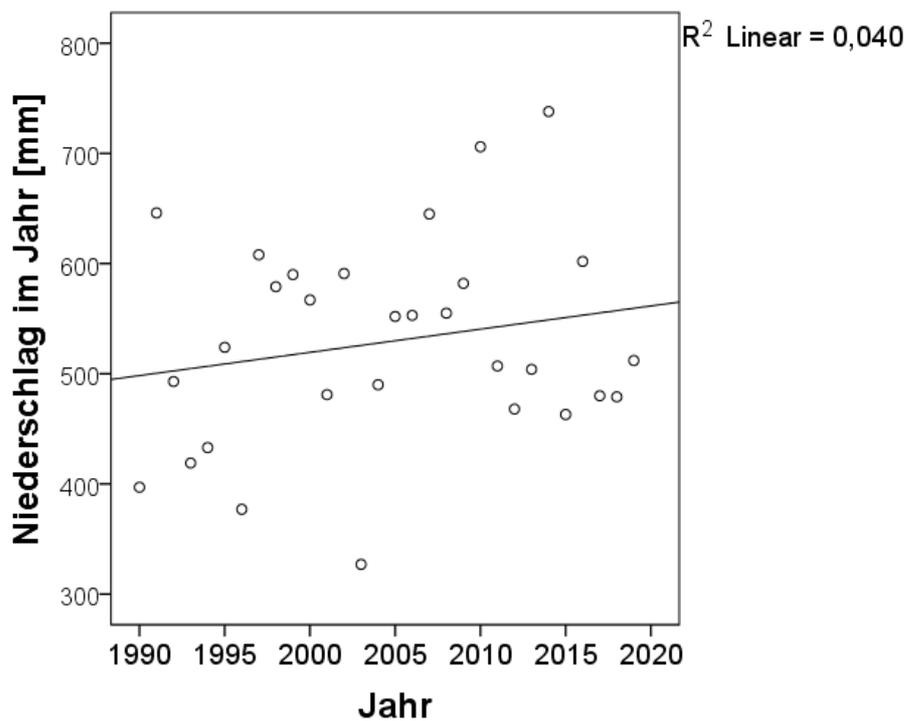
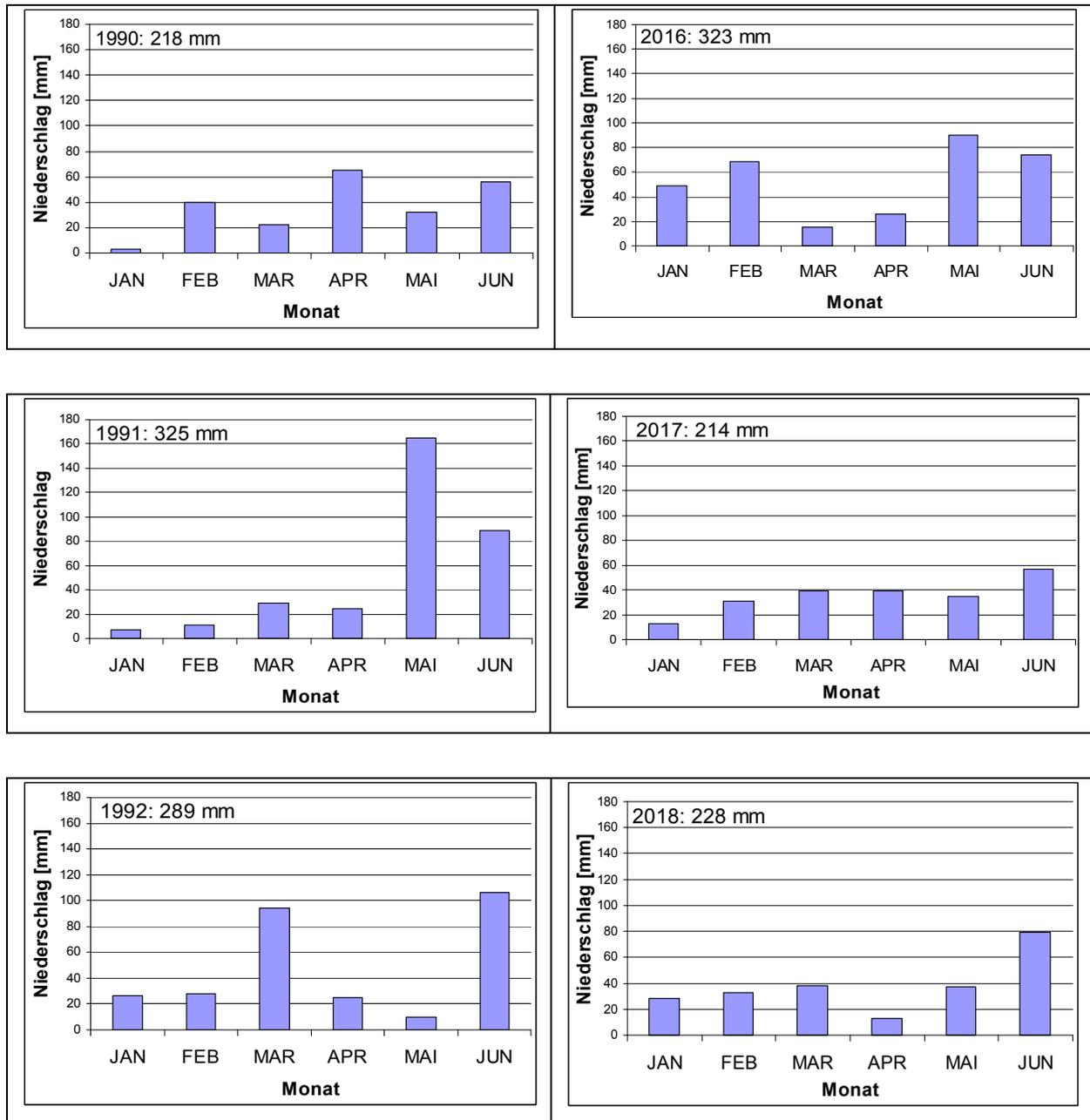


Abb. 7: Messstation „Neusiedl am See“: jährliche Niederschlagssumme in mm der Jahre 1990 bis 2019

Vergleich der Niederschläge in der ersten Jahreshälfte der Jahre 1990-1993 und 2016-2019

Das frühe Austrocknen vieler Salzlacken im Frühjahr 2019 legt einen Vergleich der Niederschläge in den Untersuchungsjahren 1993 und 2019 unter Einbeziehung der jeweils drei vorangegangenen Jahre nahe.



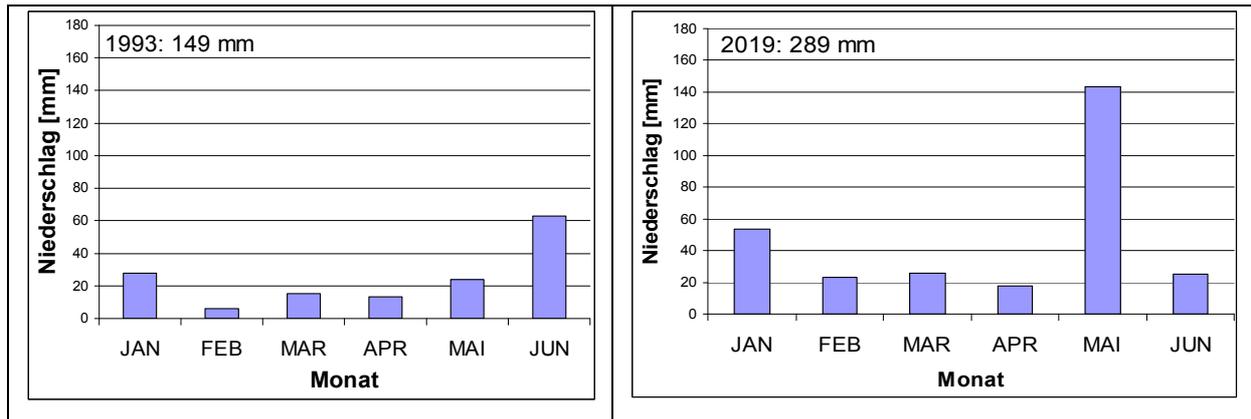


Abb. 8: Messstation „Neusiedl am See“: monatliche Niederschlagssumme für Jänner (JAN) bis Juni (JUN) in den Jahren 1990 bis 1993 und 2016 bis 2019 in mm. Im Textfeld links oben stehen das Jahr und die gesamte Niederschlagssumme für die sechs Monate.

Auch wenn die Messstation Neusiedl am See nur als „Surrogat“ für den Seewinkel gelten kann, zeigt sich überraschenderweise, dass alle Monate der ersten Jahreshälfte im Jahr 1993 weniger Niederschläge zu verzeichnen hatten, als die Vergleichsmonate des Jahres 2019.

Das frühe Austrocknen der Salzlacken im Jahre 2019 kann daher vermutlich nicht allein auf den Niederschlag zurückzuführen sein.

Grundwasser

Haas (1992) hatte bereits festgestellt, dass zwischen 1955 und 1988 im zentralen Lackenbereich der durchschnittliche Grundwasserpegel im Zentralen Seewinkel um bis zu 80 cm gesunken ist (zitiert aus Krachler et al. 2013, Seite 116, Kapitel „Große Neubruchlacke“).

Die uns zur Verfügung gestandenen Daten beginnen frühestens im Jahre 1966. Zur Veranschaulichung der Grundwasserentwicklung seit 1966 haben wir Beispiele von Grundwasser-Messstationen einzelner Gemeinden ausgewählt: 305557 Andau, Br 101; 305664 Apetlon, Br 71; 305706 Frauenkirchen, Bl 11A; 305813 Illmitz, Bl 8A; 305920 Mönchhof, Br 100; 306019 Podersdorf am See, Br 9; 306043 St. Andrä am Zicksee, Br 107; 306092 Wallern im Bgld., Br 36;

305557 Andau, Br 101

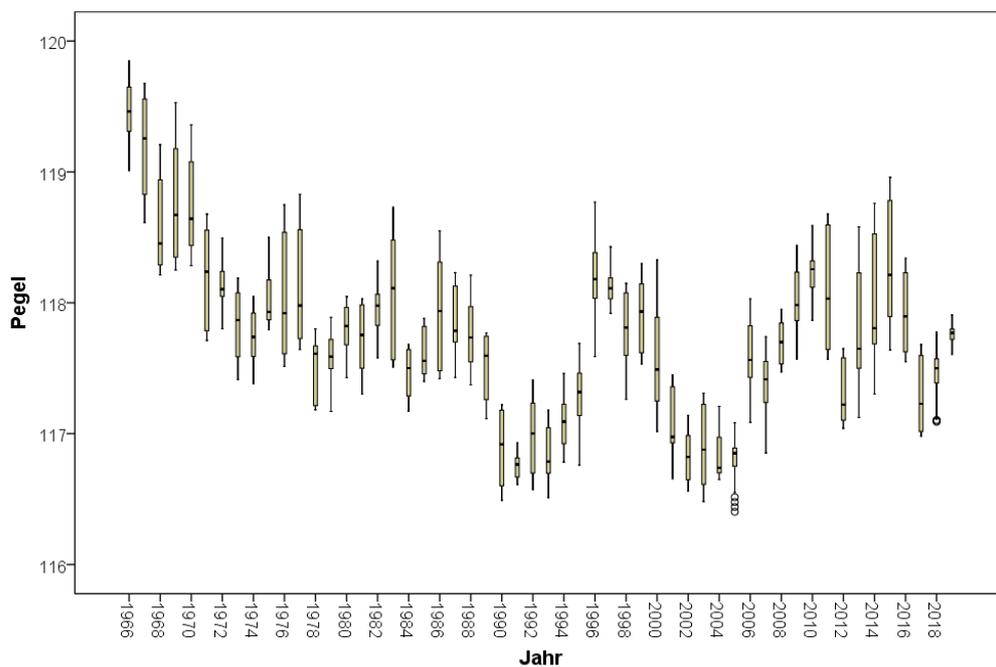


Abb. 9: Grundwasser-Messstation 305557 Andau, Br 101: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

305664 Apetlon, Br 71

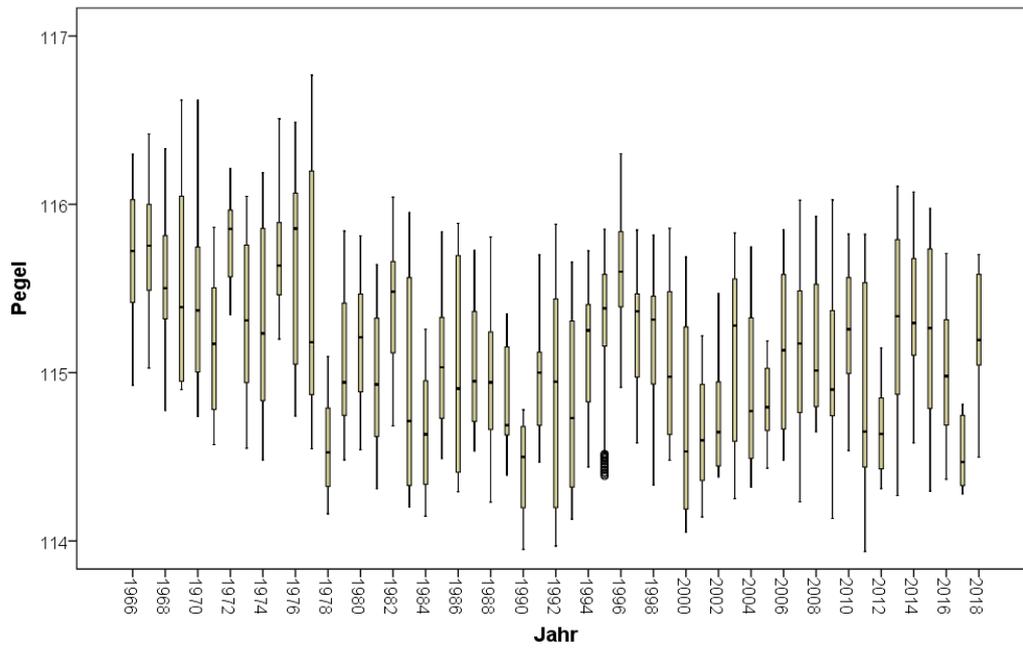


Abb. 10: Grundwasser-Messstation 305664 Apetlon, Br 71: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

305706 Frauenkirchen, BI 11A

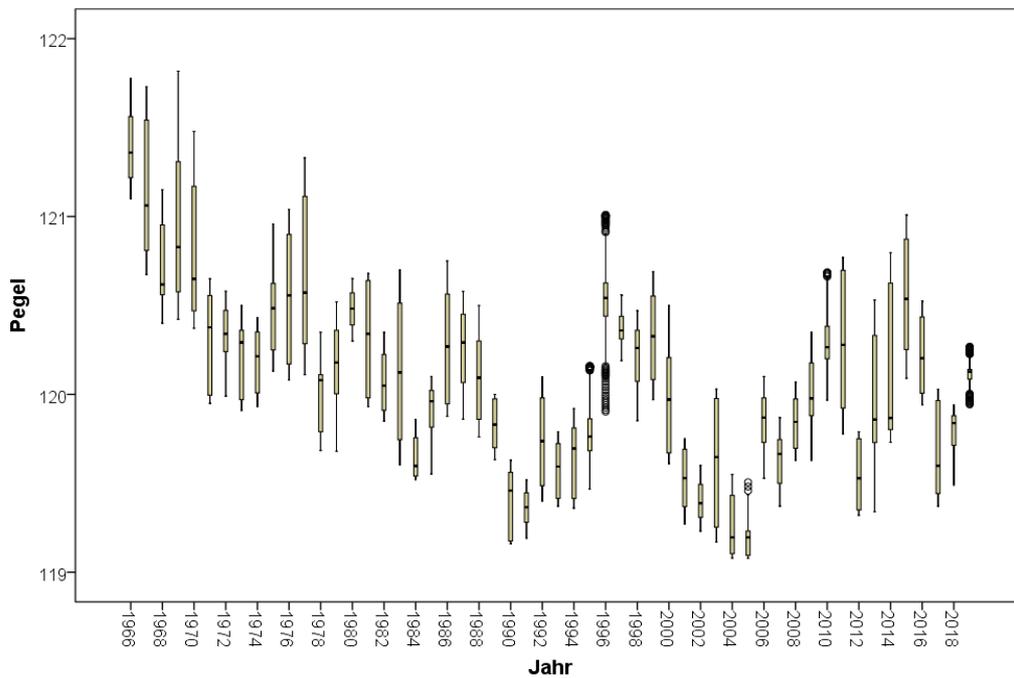


Abb. 11: Grundwasser-Messstation 305706 Frauenkirchen, BI 11A: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

305813 Illmitz, BI 8A

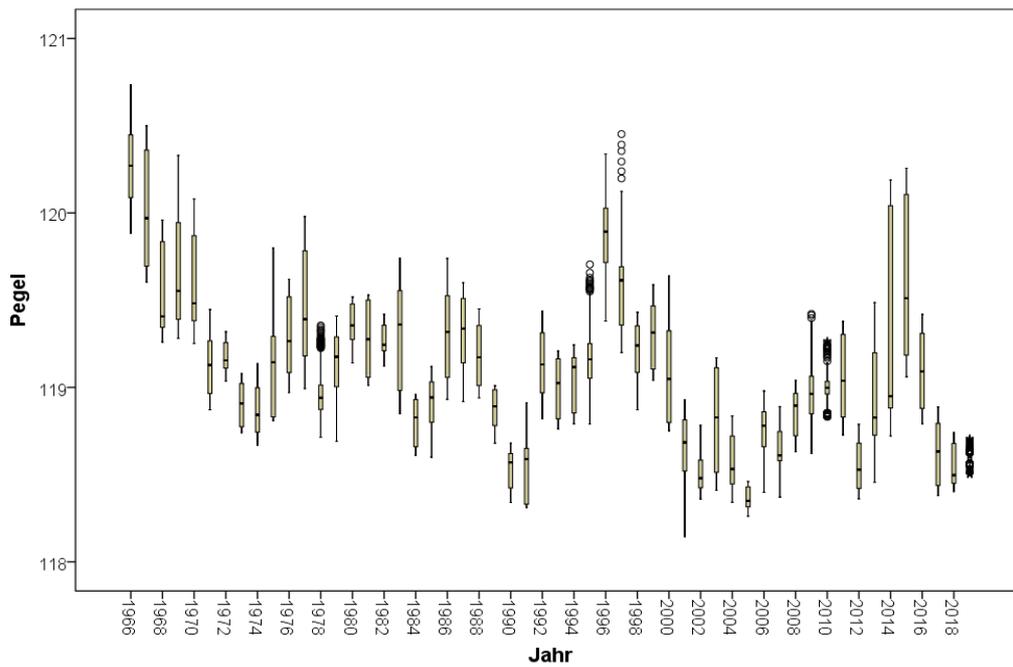


Abb. 12: Grundwasser-Messstation 305813 Illmitz, BI 8A: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

305920 Mönchhof, Br 100

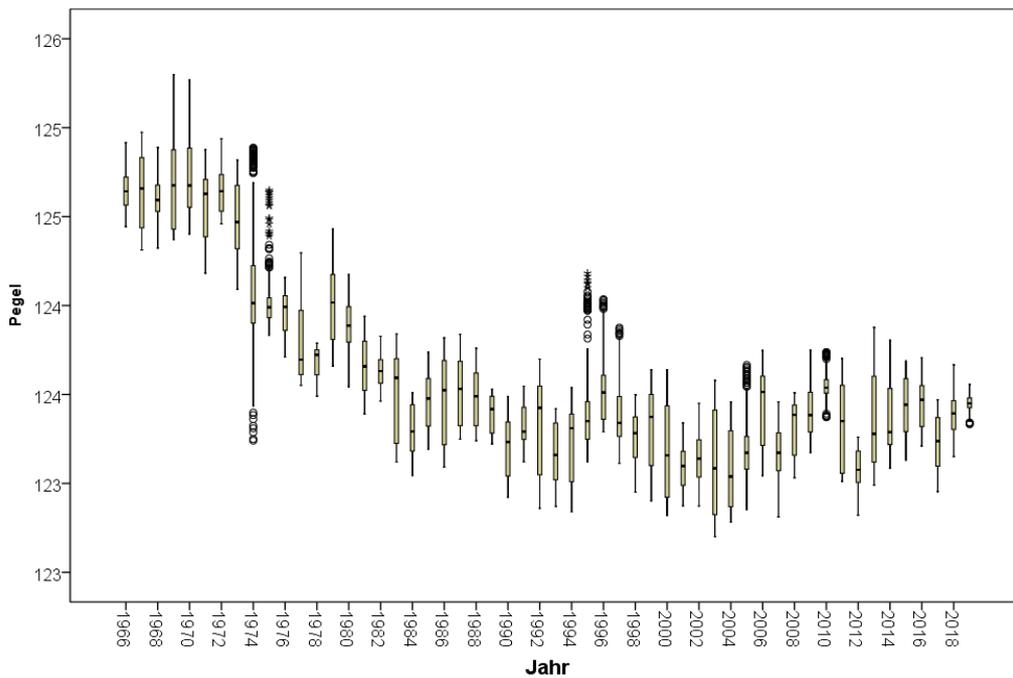


Abb. 13: Grundwasser-Messstation 305920 Mönchhof, Br 100: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

306019 Podersdorf am See, Br 9

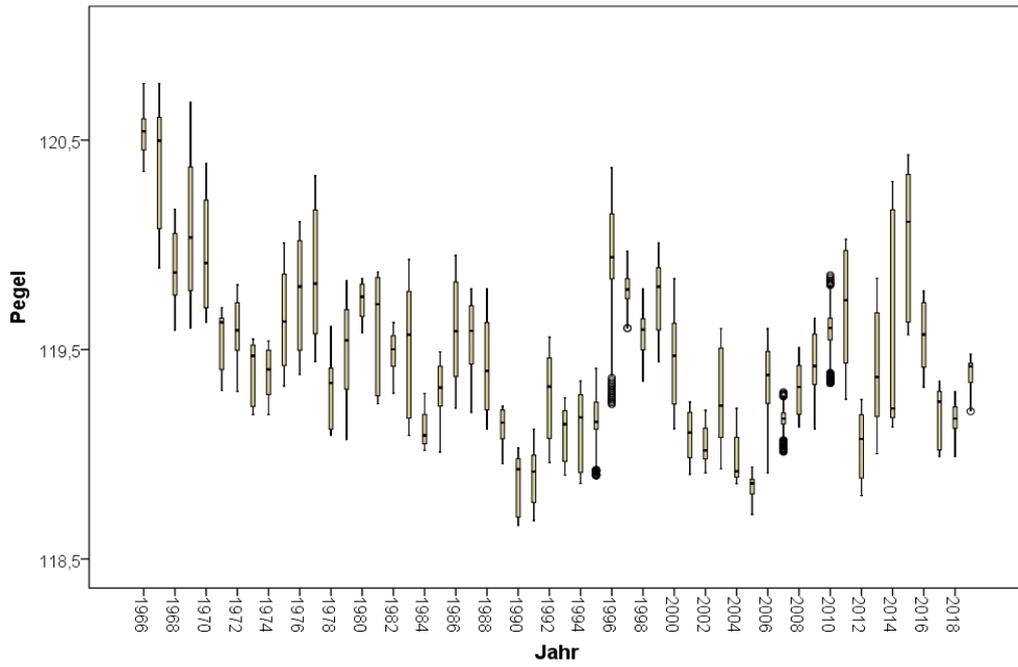


Abb. 14: Grundwasser-Messstation 306019 Podersdorf am See, Br 9: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

306043 St. Andrä am Zicksee, Br 107

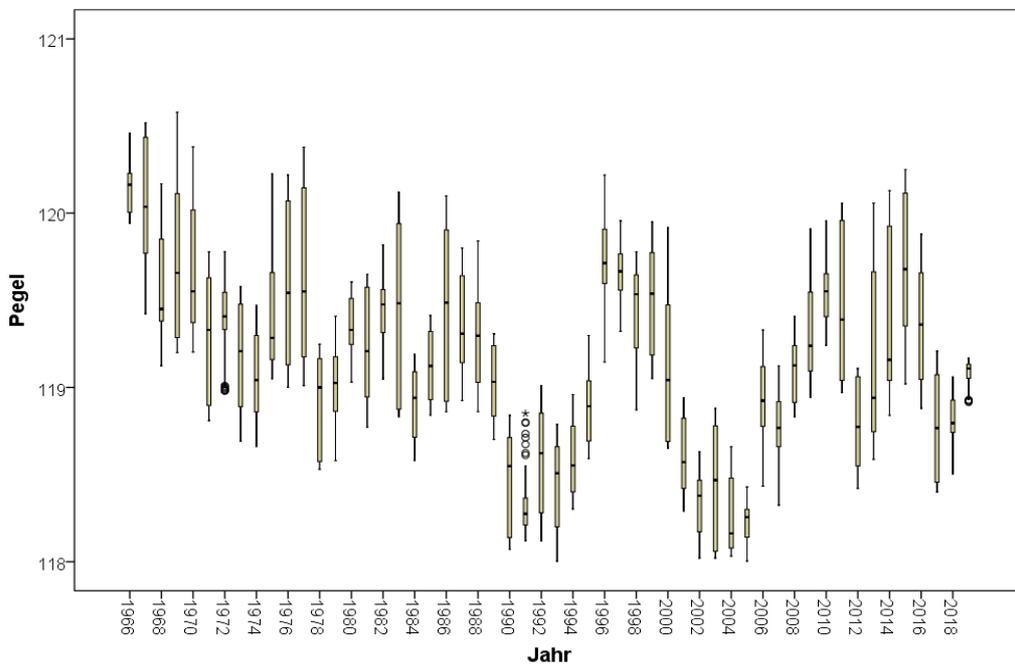


Abb. 15: Grundwasser-Messstation 306043 St. Andrä am Zicksee, Br 107: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

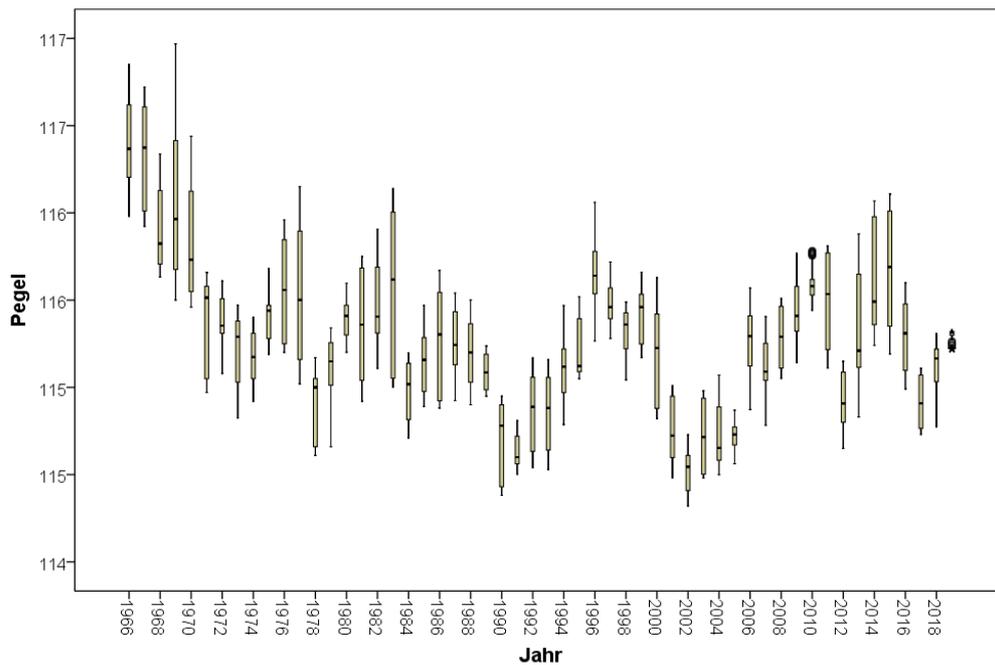


Abb. 16: Grundwasser-Messstation Wallern im Bgld., Br 36: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

An einem dieser Beispiele wollen wir die recht ähnlichen Grundwasserpegelstandsverläufe zwischen 1966 und 2019 in zwei Phasen unterteilen:

Phase 1: 1966 bis 1993: Hier kann man eine stetige signifikante Absenkung des Grundwasserpegels feststellen mit dem tiefsten Stand wie in fast allen Messstellen zwischen 1990 und 1992. Mögliche Gründe für die sinkenden Pegelstände in diesen Jahren ist vermutlich zum einen die vermehrte Entnahme von Grundwasser für die Intensivlandwirtschaft, und zum anderen die Entwässerungsmaßnahmen durch entsprechende Gräben zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutzflächen vor Überstauung. Am Beispiel „Apetlon, Br 71“ erklären die Jahre rund 60% der Grundwasserabsenkung.

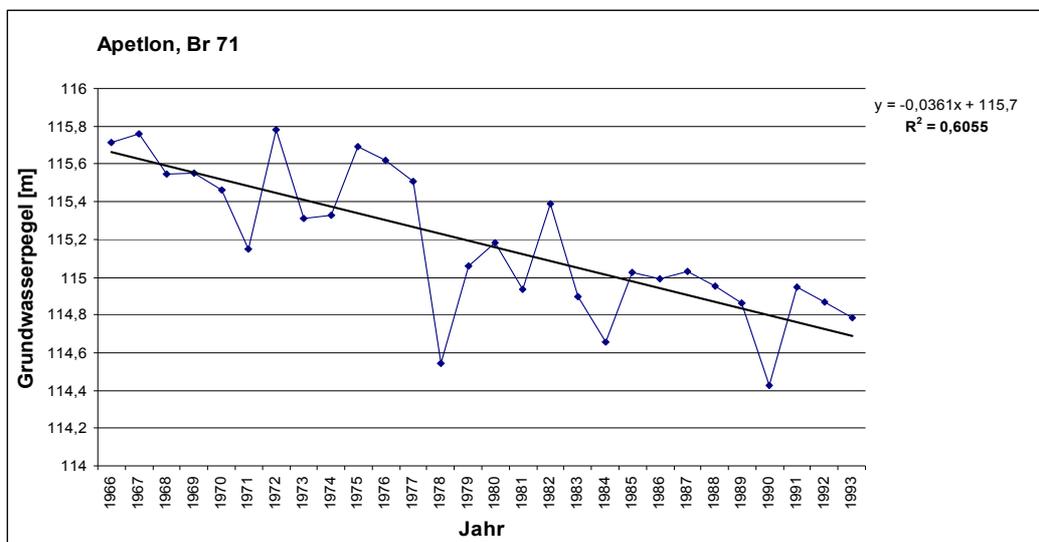


Abb. 17: Beispiel Grundwasser-Messstation Apetlon, Br 71: Grundwasserpegel zwischen 1966 und 1993

Phase 2: Mit der Gründung des Nationalparks seit 1993 wurden vermutlich punktuell Maßnahmen gesetzt, die zu einer Stabilisierung der Pegel beigetragen haben (Rückstau einzelner Gräben, Pumpbetriebe nur mit behördlicher Genehmigung etc.), allerdings auf einem durchschnittlich weiterhin zu niedrigem Niveau im Vergleich mit den 1960er Jahren. In diese Phase fielen auch Jahre mit extremen Niederschlagsereignissen, insbesondere im Jahre 1996, die zu einer kurzfristigen Erholung der Pegelstände geführt haben; aber auch Jahre mit den historisch niedrigsten Pegelständen, insbesondere in den Jahren 2001 bis 2005; und auch die Jahre 2017-2019 muss man als sehr problematisch ansehen.

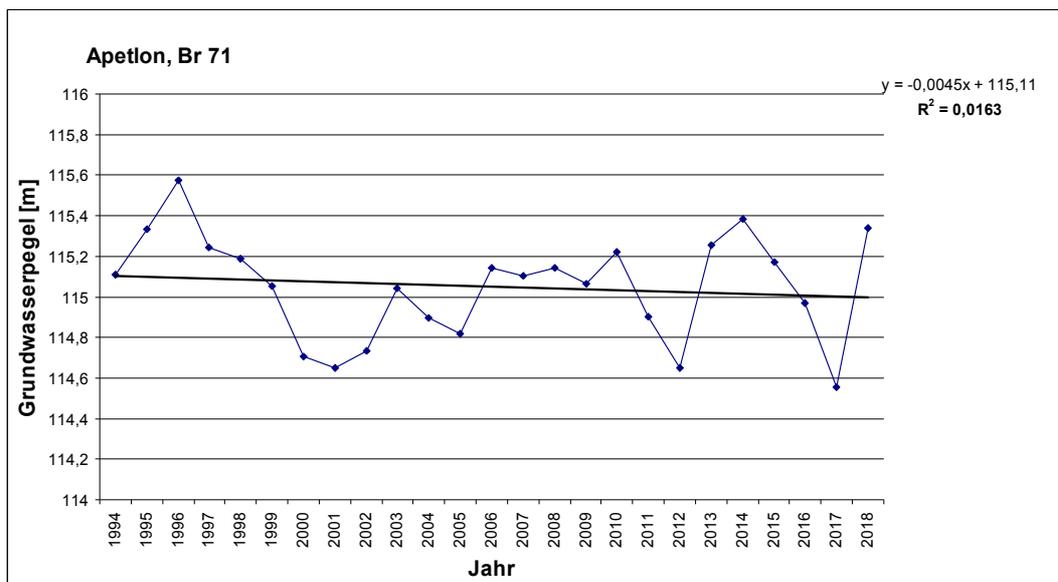


Abb. 18: Beispiel Grundwasser-Messstation Apetlon 71: Grundwasserpegel zwischen 1994 und 2018

Statistisch gesehen ist in Phase 1 seit 1966 der Grundwasserpegel von rund 115,7 um **einen Meter** auf 114,7 m gesunken. In Phase 2 hat sich der Grundwasserpegel trotz Schwankungen zwischen den Jahren bei rund 115 m eingependelt. Der Rückgang von **0,7 m** an dieser Messstation bestätigt auch das Ergebnis aus dem Zentralen Lackenbereich, wo Haas (1992) ein Absinken des Grundwasserpegels zwischen 1955 und 1988 zwischen **0,4 bis 0,8 m** nachweisen konnte.

Ein gegenteiliges Beispiel für eine punktuelle Verbesserung der Grundwassersituation liefert die Grundwasser-Messstation „Unterer Stinkersee“, wobei hier die Messdaten erst mit dem Jahr 1976 beginnen. Die Grafik zeigt vor 1993 deutlich niedrigere Pegelstände als nach 1993; man könnte daher annehmen, dass diese Zunahme bzw. Stabilisierung des Grundwasserpegels auf einem höheren Niveau seit 1993 kein Zufall ist; zumal der Untere Stinkersee unter den westlichen Salzlacken jene ist, die 2019 während des ganzen Jahres über permanent Wasser führte.

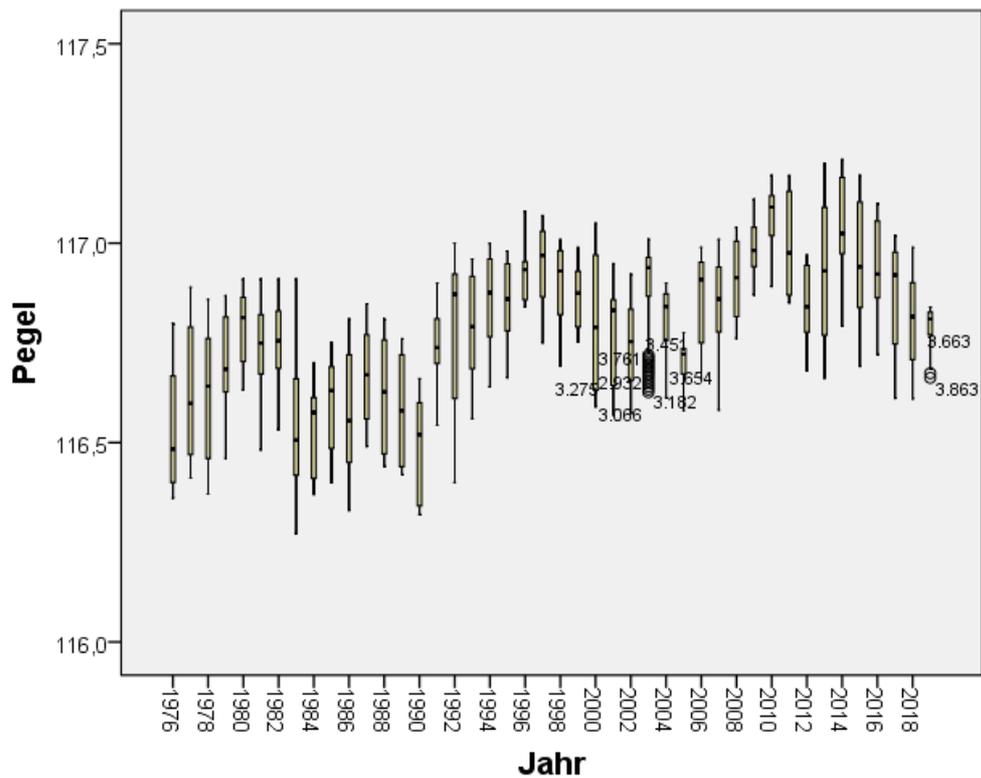


Abb. 19: Grundwasser-Messstation 319582, Unterer Stinkersee, Lp: Grundwasserpegel der Jahre 1976 bis 2019 (in m.a.s.l.)

Für die beiden Untersuchungsjahre 1993 und 2019 kann man feststellen, dass aufgrund des negativen Trends seit 1966 die Grundwasserpegel der Jahre 1990 bis 1993 niedriger waren als im Zeitraum 2016 bis 2019; seit Mitte der 1990er Jahre und begünstigt durch einzelne Jahre mit extrem hohem Niederschlag haben sich die Grundwasserpegel auf das Niveau der 1970er und 1980er Jahre eingependelt; somit könnte man zwar von einer Verbesserung sprechen, allerdings im Vergleich mit den 1960er Jahren ist diese Stabilisierung der Pegelstände keine tatsächliche Verbesserung für die Hydrologie der Salzlacken, da sich die Pegelstände nach wie vor auf einem unnatürlich niedrigem, und für die Salzlacken daher ungünstigem Niveau befinden. Wir wollen das anhand der nachfolgenden Grafik versuchen kurz zu erläutern.

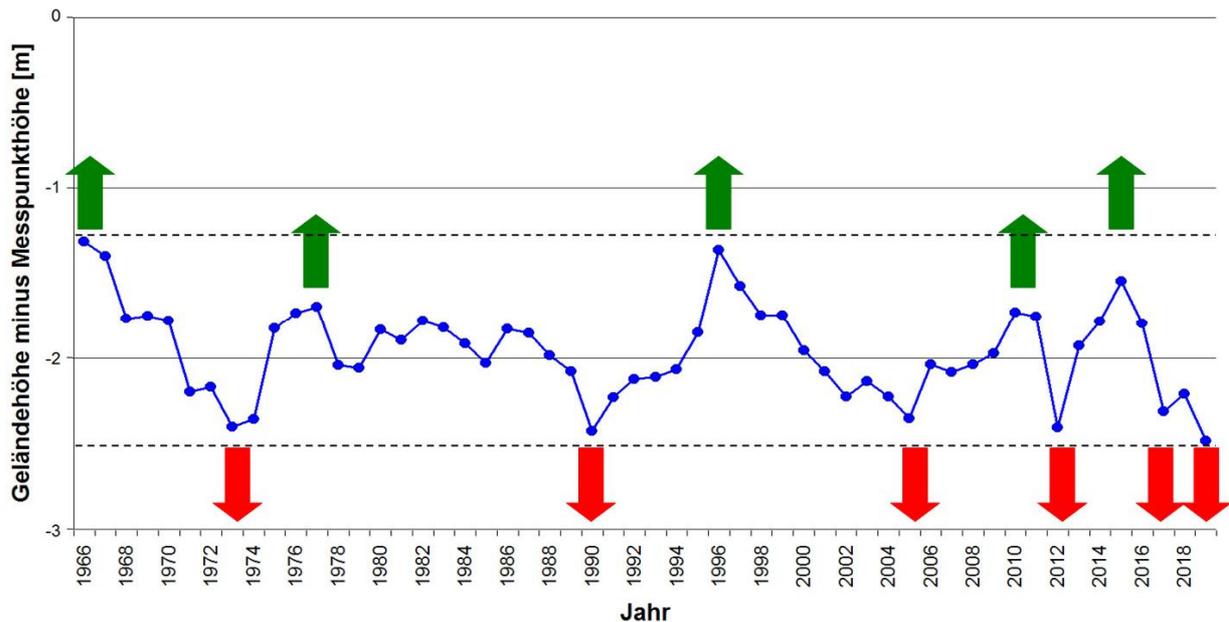


Abb. 20: Unterschiede in den Medianen der Grundwasserpegel berechnet als Differenz zwischen Geländehöhe (Null-Linie) und Messpunkthöhe seit 1966 auf der Basis der Daten aller in Tab. x aufgelisteten Grundwassermessstellen. Rote Pfeile weisen auf Jahre mit hoher Grundwasserabsenkung, d.h. niedrigeren Grundwasserpegel, grüne Pfeile weisen auf Jahre mit höheren Grundwasserpegeln hin. Gestrichelte obere und untere Linie zeigen die Höchst- bzw. Tiefststände des Grundwassers im Gesamtzeitraum an.

Vereinzelte „nasse“ Jahren, wie etwa 1996 (siehe Abb. grüner Pfeil), können diesen Zustand unnatürlich niedriger Grundwasserpegel offensichtlich nicht lange verbessern: Der aktuelle schlechte Zustand der Salzlacken und deren Grundwasserpegel hat vornehmlich zwei Gründe, die beide von landwirtschaftlichen Notwendigkeiten bestimmt werden. Zum einen wird in trockenen Jahren mit wenig Niederschlag vermehrt mehr Grundwasser aus bereits ohnehin niedrigen Grundwasserpegeln entnommen (Rückkoppelungseffekt, Steiner 2006). Zum anderen werden diese Entnahmen durch Jahre mit viel Niederschlag nicht kompensiert. Man würde zwar erwarten dass sich die Grundwasserpegel in sehr nassen Jahren erholen würden; das wäre tatsächlich auch der Fall, weil in diesen Jahren weniger Grundwasser entnommen werden müsste; da aber die Landwirte zum Schutz ihrer Nutzflächen gegen Überstauung diese Flächen durch Gräben entwässern, wird das überschüssige Wasser in diesen Gräben abgeleitet und kann somit nicht in den Boden einsickern und die Grundwasserhorizonte anheben.

Betrachtet man den gesamten Zeitraum seit der Gründung des Nationalparks im Jahre 1993, dann überwiegen insgesamt die Jahre mit „niedrigeren“ Grundwasserpegeln gegenüber Jahren mit „höheren“ Grundwasserpegeln, und dies auch noch auf ohnehin bereits unnatürlich niedrigem Niveau, sodass insgesamt betrachtet die angespannte Grundwassersituation sich nicht verbessert hat und eigentlich auch nicht verbessern kann!

Folge des seit Jahrzehnten unnatürlich niedrigem Grundwasserpegels, der zusätzlichen Grundwasser-Übernutzung in trockenen Jahren („Rückkoppelungseffekt“) und der konsequenten oberflächlichen Entwässerungen in nassen Jahren ist die fortschreitende schleichende Degradation der Salzlacken trotz Schutzstatus im Nationalpark. Ohne Gegenmaßnahmen wird diese Entwicklung weiter voranschreiten und das Ende der Salzlacken, wie wir sie heute intakt auch nur mehr zum Teil kennen, ist absehbar.

Mit anderen Worten: ohne eine Erhöhung der Grundwasserpegel auf ein natürliches Niveau, wie es noch in den 1960er Jahre existiert hat, werden alle noch existierenden Salzlacken im Seewinkel vollständig degradieren; aktuell gibt es keine einzige Lacke im Seewinkel, die wir untersucht haben, die nicht bereits von dieser Entwicklung erfasst worden ist.

Der Prozess der Entsalzung des Oberbodens als Folge des gestörten Grundwasserhaushalts und nachfolgender Sukzession der vormaligen Salzflächen („Versteppung“, Rechnungshofbericht 2020) durch andere Pflanzengesellschaften wird vermutlich auch noch durch den Klimawandel, d.h. die stetig steigende Temperaturerhöhung in den kommen Jahren und Jahrzehnten beschleunigt werden. Dringend erforderlich sind daher folgende Maßnahmen: Stabilisierung der Grundwasserpegel auf natürliches Niveau durch Auflassung und Verfüllung aller Entwässerungsgräben im Einzugsbereich der Salzlacken im Nationalpark, und Regulierung der Entnahme von Grundwasser für landwirtschaftliche Nutzflächen im Rahmen behördlicher Genehmigungsverfahren, die sich ausschließlich an den „Bedürfnissen“ der Nationalpark-Schutzgüter orientieren muss und nicht an kommerziellen Interessen der Landwirte im Nationalpark-Gebiet.

Für die Landwirte muss daher ein zukünftiges Nutzungskonzept erstellt werden, mit dem Ziel wasserintensive Nutzpflanzen durch trockenheitstolerante Nutzpflanzen zu ersetzen. Der jetzige Anbau von bewässerungsintensiver Kulturen wie Mais ist mittel- bis langfristig mit einem Feuchtschutzgebiet von internationaler Bedeutung nicht vereinbar! Laut Rechnungshofbericht (2020) wurden zwischen 2014 und 2018 für den zunehmenden Anbau bewässerungsintensiver Feldfrüchte (wie Mais, Zuckerrüben, Sojabohnen, Hanf, Kartoffeln und Feldgemüse) sogar weitere Feldbrunnen errichtet bzw. die Entnahmemenge bei bestehenden Feldbrunnen erhöht.

Nach den wasserrechtlichen Bewilligungen der Bezirkshauptmannschaft Neusiedl am See umfassten die bestehenden Bewilligungen eine Gesamtfläche von insgesamt rd. 28.700 ha; davon betrug die zu bewässernde Fläche rd. 15.700 ha mit einer genehmigten Grundwasserentnahme von 20,84 Mio. m³ pro Jahr aus insgesamt 5.083 Feldbrunnen. Tausende dieser Feldbrunnen, die im Seewinkel im Laufe der Jahre ohne behördliche Bewilligung angelegt worden waren, bewilligte die Bezirkshauptmannschaft Neusiedl am See in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre sogar nachträglich! In den wasserrechtlichen Bewilligungen waren keine Vorrichtungen für die Messung der tatsächlichen Grundwasserentnahme, wie insbesondere Wasseruhren, vorgesehen. Dadurch war nicht feststellbar, ob

die genehmigten Mengen von den jeweiligen Wassergenossenschaften in Summe eingehalten oder überschritten wurden.

Der Rechnungshof (2020) kritisiert auch den Umstand, dass sich die in den Wasserrechtsbescheiden festgelegten Wasserentnahmemengen ausschließlich nach den Vorgaben der Burgenländischen Landwirtschaftskammer für bestimmte Kulturpflanzen ausrichtet. Zudem sprach der Rechnungshof (2020) der Burgenländische Landwirtschaftskammer ab, einen exakten Einblick in die jährlichen Fruchtartenverteilungen innerhalb der einzelnen wasserwirtschaftlichen Regionen zu haben. Der Einwand des Landes Burgenland, wonach eine Übernutzung des Grundwasserkörpers durch die landwirtschaftliche Beregnung auszuschließen sei, war für den Rechnungshof angesichts der Zunahme der bewässerten Flächen nicht stichhaltig. Dies auch deshalb nicht, weil etwa im Zeitraum 2018 bis Frühjahr 2019 aufgrund des geringen Grundwasserstands in Illmitz wiederholt die sogenannte „Warnphase“ eintrat. Auch der Hinweis auf die Burgenländische Landwirtschaftskammer im Zusammenhang mit dem Schutz des Grundwassers war für den Rechnungshof nicht schlüssig, weil es sich bei der Kammer um die Interessenvertretung der Mehrzahl der Bezugsberechtigten handelt.

Da für den Seewinkel nach wie vor auch kein Grundwasserbewirtschaftungsplan des Landes Burgenland mit Maßnahmenvorschlägen zur Verbesserung des Wasserhaushalts der Salzlacken existiert, empfiehlt der Rechnungshof (2020), dass das Land Burgenland unter Einbindung des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus und der Nationalparkgesellschaft einen solchen Grundwasserbewirtschaftungsplan zur Verbesserung und der Grundwassersituation im Seewinkel zu erstellen. Darauf aufbauend wären umgehend Maßnahmen zum Erhalt und zur Renaturierung der Salzlacken zu setzen, um die Schutzgebiete langfristig zu bewahren.

Der Rechnungshof (2020) stellte daher fest, dass die Salzlacken des Seewinkels durch Eingriffe in den Naturhaushalt (Entwässerung, agrarwirtschaftliche Nutzung, Bebauung) und die damit ausgelöste Absenkung des Grundwasserspiegels und Versteppung stark gefährdet sind.

Um die Salzlacken zu erhalten und auch den Neusiedler See vor Austrocknung zu schützen, empfiehlt der Rechnungshof dem Land Burgenland, im Rahmen der wasserrechtlichen Bewilligung Vorrichtungen für die tatsächliche Grundwasserentnahme, wie insbesondere Wasseruhren, verpflichtend vorzuschreiben, Maßnahmen zum Erhalt und zur Renaturierung der Salzlacken zu setzen, um die Schutzgebiete langfristig zu bewahren, und die Anhebung der Grundwasserspiegel in die Wege zu leiten.

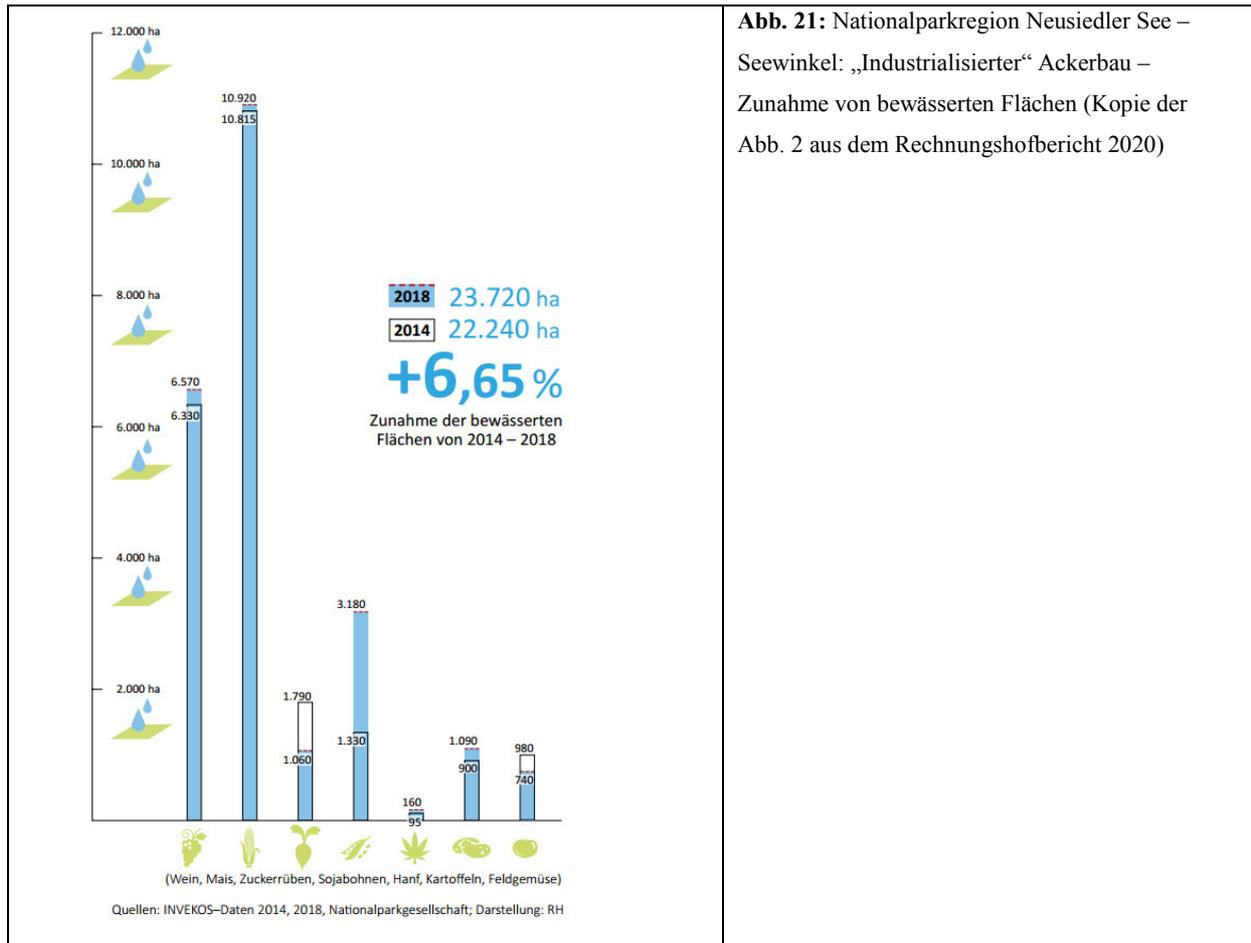


Abb. 21: Nationalparkregion Neusiedler See – Seewinkel: „Industrialisierter“ Ackerbau – Zunahme von bewässerten Flächen (Kopie der Abb. 2 aus dem Rechnungshofbericht 2020)

Zusammenfassung: Die Grundwasserpegel sind im Seewinkel von 1966 bis 1993 kontinuierlich gesunken und haben sich seit der Errichtung des Nationalparks im Jahre 1993 auf einem nicht natürlichen (= niedrigerem Niveau als vor 1970) eingependelt; zudem überwiegen seit 1993 die „trockeneren“ Jahre gegenüber den „nassen“ Jahren, d. h. die Grundwasserbilanz, die ohnehin bereits schlecht ist, verschlechterte sich seither immer weiter. In Kombination mit dem Abfluss des Oberflächenwassers durch aktive Drainagierungsmaßnahmen und dank eines dichten Netzes an solchen Entwässerungsgräben geht die Degradation aller Lacken im Seewinkel kontinuierlich weiter. Durch die niedrigen Grundwasserpegel kann das Grundwasser vor allem in den sommerlichen Austrocknungsperioden nicht mehr kapillar aufsteigen und Sodalatz aus dem Untergrund an die Oberfläche bringen; oberflächliches Salz wird durch Niederschlag ausgewaschen und die Salzkonzentration ausgedünnt. Trotz sinkender Salzkonzentration = Aussüßung der Lackenbodenoberfläche halten nur noch hohe Salzgehalte im Frühjahr und der immer noch basische pH-Wert die Illusion von intakten Soda-Salzlacken aufrecht (z.B. Neubruchlacke).

Dringend erforderliche Maßnahmen wären daher, wie es bereits Krachler et al. (2013) vorschlagen, die Schließung und Verfüllung aller Entwässerungsgräben und Stopp der mit den Schutzgutzwecken unvereinbaren Grundwassernutzung für die Landwirtschaft im Einflussbereich (Grundwassertrichter) der im Nationalpark liegenden Lacken.

Umweltparameter

Umweltgradienten aller 60 Untersuchungsflächen

Mittels Hauptkomponentenanalyse wurden für die fünf in den Jahren 1993 und 2019 identisch erhobenen Umweltparameter aller 60 Untersuchungsflächen, unkorrelierte Gradienten (sog. Hauptkomponenten) berechnet. Die Größe des Korrelationskoeffizienten erlaubt es, die einzelnen Hauptkomponentenachsen anhand der Umweltparameter als Umweltgradienten zu interpretieren.

Tab. 6: Erklärte Gesamtvarianz der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der in den Jahren 1993 (oben) und 2019 (unten) identisch erhobenen Umweltparametern unter Verwendung der mittlere Werte über die jeweils drei Untersuchungsperioden in den 60 Untersuchungsflächen.

Erklärte Gesamtvarianz						
1993: Komponente	Anfängliche Eigenwerte			Rotierte Summen von quadrierten Ladungen		
	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %
1	2,761	55,217	55,21	2,144	42,882	42,882
2	1,211	24,220	79,43	1,828	36,555	79,437
3	,549	10,981	90,41			
4	,385	7,704	98,12			
5	,094	1,877	100,00			

Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente.

Erklärte Gesamtvarianz						
2019: Komponente	Anfängliche Eigenwerte			Rotierte Summen von quadrierten Ladungen		
	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %
1	2,758	55,156	55,156	2,449	48,989	48,989
2	1,357	27,142	82,298	1,665	33,310	82,298
3	,497	9,944	92,243			
4	,294	5,886	98,129			
5	,094	1,871	100,000			

Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente.

Für die Jahre 1993 und 2019 konnten die fünf interkorrelierten Originalparametern zu jeweils zwei unkorrelierten Hauptkomponenten reduziert werden, die rund 79,4 bzw. 82,3 % der Gesamtvariation erklären.

Im Jahre 1993 entspricht die Komponentenachse 1 einem Vegetationsstrukturgradienten, da Vegetationsdeckung (VD) und Vegetationshöhe (VH) hoch mit Komponente 1 korrelieren. Komponentenachse 2 des Jahres 1993 kann als Salz- und Feuchtigkeitsgradient aufgefasst werden, da sowohl Leitfähigkeit (LF) als auch Wassergehalt (WG) hoch mit Komponentenachse 2 korrelieren. Im Jahre 2019 stellen sich die zwei Umweltgradienten allerdings anders dar als 1993. Die erste Komponentenachse muss jetzt als Vegetationsstruktur-Feuchtigkeitsgradient interpretiert werden, das Vegetationsdeckung, Vegetationshöhe und Wassergehalt hoch mit Achse 1 korrelieren. Die davon unkorrelierte Achse 2 entspricht jetzt einem Salzgradienten, da der Parameter Leitfähigkeit die höchste Korrelation mit Komponente 2 aufweist. In beiden Untersuchungsjahren ist der pH-Wert mit keiner der Komponentenachsen hoch korreliert,

Tab. 7: Rotierte Komponentenmatrix der 1993 und 2019 identisch erhobenen Umweltparametern unter Verwendung der mittlere Werte über die jeweils drei Untersuchungsperioden in den 60 Untersuchungsflächen; LF=Leitfähigkeit, pH=pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; in **fett** hervorgehoben sind Umweltparameter, die mit der jeweiligen Hauptkomponente hoch korrelieren und sich daher für die Deutung dieser Hauptkomponente als Umweltgradient eignen.

Rotierte Komponentenmatrix ^a			Rotierte Komponentenmatrix ^a		
Parameter	Komponente		Parameter	Komponente	
	1	2		1	2
1993LF	-,317	,809	2019LF	,084	,924
1993pH	-,656	,581	2019pH	-,581	,695
1993VD	,944	-,166	2019VD	,835	-,467
1993VH	,848	-,023	2019VH	,806	-,152
1993WG	,061	,898	2019WG	,870	,298
Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.			Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.		
a. Rotation konvergierte in 3 Iterationen.			a. Rotation konvergierte in 3 Iterationen.		

Wie aus dem Vergleich der Hauptkomponentenanalysen der 60 Untersuchungsflächen zu erkennen ist, haben sich im Jahre 2019 offensichtlich die Parameter Wassergehalt und Leitfähigkeit entkoppelt. Der Salzgehalt ist also nicht mehr mit dem Wassergehalt korreliert. Dies könnte ein Hinweis sein, dass die Hydrologie in den Sodaflächen nicht mehr intakt ist, oder sich zumindest gegenüber 1993 doch erheblich geändert hat.

Umweltgradienten in den 40 Untersuchungsflächen des Lackeninneren (Zone A und B)

Die Ergebnisse der Hauptkomponenten für die 40 Untersuchungsflächen des Lackeninneren sind die gleichen wie jene für alle 60 Untersuchungsflächen, mit dem einen Unterschied, dass in den beiden Jahren der pH-Wert jeweils mit dem Salzgehaltsgradienten einhergeht.

Wichtigster Unterschied zwischen 1993 und 2019 ist abermals die Entkoppelung des Salzgehalts von der Feuchtigkeit im Jahre 2019.

Tab. 8: Erklärte Gesamtvarianz der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der in den Jahren 1993 (oben) und 2019 (unten) identisch erhobenen Umweltparametern unter Verwendung der mittlere Werte über die jeweils drei Untersuchungsperioden in den 40 Untersuchungsflächen des Lackeninneren (Zone A und B)

Erklärte Gesamtvarianz

1993: Komponente	Anfängliche Eigenwerte			Rotierte Summen von quadrierten Ladungen		
	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %
1	2,269	45,376	45,376	1,935	38,696	38,696
2	1,551	31,020	76,396	1,885	37,700	76,396
3	,669	13,385	89,781			
4	,376	7,526	97,307			
5	,135	2,693	100,000			

Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente.

Erklärte Gesamtvarianz

2019: Komponente	Anfängliche Eigenwerte			Rotierte Summen von quadrierten Ladungen		
	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %	Gesamtsumme	% der Varianz	Kumulativ %
1	2,831	56,622	56,622	2,666	53,311	53,311
2	1,380	27,609	84,232	1,546	30,920	84,232
3	,516	10,319	94,551			
4	,155	3,094	97,645			
5	,118	2,355	100,000			

Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente.

Tab. 9: Rotierte Komponentenmatrix der 1993 und 2019 identisch erhobenen Umweltparametern unter Verwendung der mittlere Werte über die jeweils drei Untersuchungsperioden in den 40 Untersuchungsflächen der Zonen A und B; LF=Leitfähigkeit, pH=pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; in **fett** hervorgehoben sind Umweltparameter, die mit der jeweiligen Hauptkomponente hoch korrelieren und sich daher für die Deutung dieser Hauptkomponente als Umweltgradient eignen.

Rotierte Komponentenmatrix ^a			Rotierte Komponentenmatrix ^a		
	Komponente			Komponente	
	1	2		1	2
1993LF	,879	-,108	2019LF	,199	,888
1993pH	,723	-,340	2019pH	-,508	,752
1993VD	-,076	,956	2019VD	,848	-,428
1993VH	-,063	,907	2019VH	,865	,026
1993WG	,794	,141	2019WG	,949	,089
Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.			Extraktionsmethode: Analyse der Hauptkomponente. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.		
a. Rotation konvergierte in 3 Iterationen.			a. Rotation konvergierte in 3 Iterationen.		

Vergleich der Umweltparameter nach Zonen getrennt

Nach Zonen getrennt wurde jede Untersuchungsfläche des Jahres 1993 in jedem der fünf Umweltparameter mit sich selbst im Jahre 2019 verglichen. Es handelt sich also hier um einen Test für verbundene Stichproben, im vorliegenden Fall sind des jeweils 20 Stichproben in den Zone A, B und C. Zur besseren Veranschaulichung der Ergebnisse wurden Boxplots erstellt (Abb. 1–3).

In Zone A haben in den 20 Untersuchungsflächen die Leitfähigkeit (Wilcoxon Test, $P < 0,001$), der pH-Wert (Wilcoxon Test, $P = 0,002$), und der Wassergehalt (Wilcoxon Test, $P < 0,001$) signifikant abgenommen. Hingegen haben die Vegetationsdeckung (Wilcoxon Test, $P < 0,001$) und die Vegetationshöhe (Wilcoxon Test, $P = 0,007$) im Jahre 2019 im Vergleich mit 1993 signifikant zugenommen.

In Zone B haben auch die Leitfähigkeit (Wilcoxon Test, $P < 0,001$) und der pH-Wert (Wilcoxon Test, $P < 0,001$) signifikant abgenommen, nicht allerdings der Wassergehalt, der 2019 gegenüber 1993 sogar zugenommen hat (Wilcoxon Test, $P = 0,017$); eine signifikante Zunahme auf den Untersuchungsflächen der Zone B im Jahre 2019 während die Vegetationshöhe (Wilcoxon Test, $P = 0,968$) sich zwischen den beiden Untersuchungsjahren statistisch nicht unterscheidet.

In Zone C zeigt sich ein ähnliches Bild, wie in Zone A und B hinsichtlich der Leitfähigkeit (Wilcoxon Test, $P < 0,001$) und des pH-Werts (Wilcoxon Test, $P < 0,001$), also signifikante Abnahmen im Jahre 2019 gegenüber 1993. Hingegen ebenso wie in Zone A und B eine signifikante Zunahme in der Vegetationsdeckung (Wilcoxon Test, $P < 0,003$), während Vegetationshöhe (Wilcoxon Test, $P = 1,000$) und Wassergehalt ($P = 0,067$) keine signifikanten Unterschiede zeigten.

Zusammenfassung: In allen drei Zonen hat die Salinität und die Alkalität abgenommen und die Vegetationsstruktur zugenommen. Insbesondere der enorme Rückgang in der Leitfähigkeit im Lackenboden ist alarmierend. Salzverlust mit gleichzeitiger Zunahme der Vegetationsdeckung ist ein deutlicher Hinweis auf die gekoppelten Prozesse Aussüßung und Sukzession, also die fortschreitende Degradation der Sodalacken. Auffällig ist auch, dass sich die Unterschiede im Wassergehalt des Oberbodens zwischen den beiden Untersuchungsjahren in den drei Zonen sehr unterschiedlich darstellten: Abnahme in Zone A, Zunahme in Zone B und Indifferenz in Zone C.

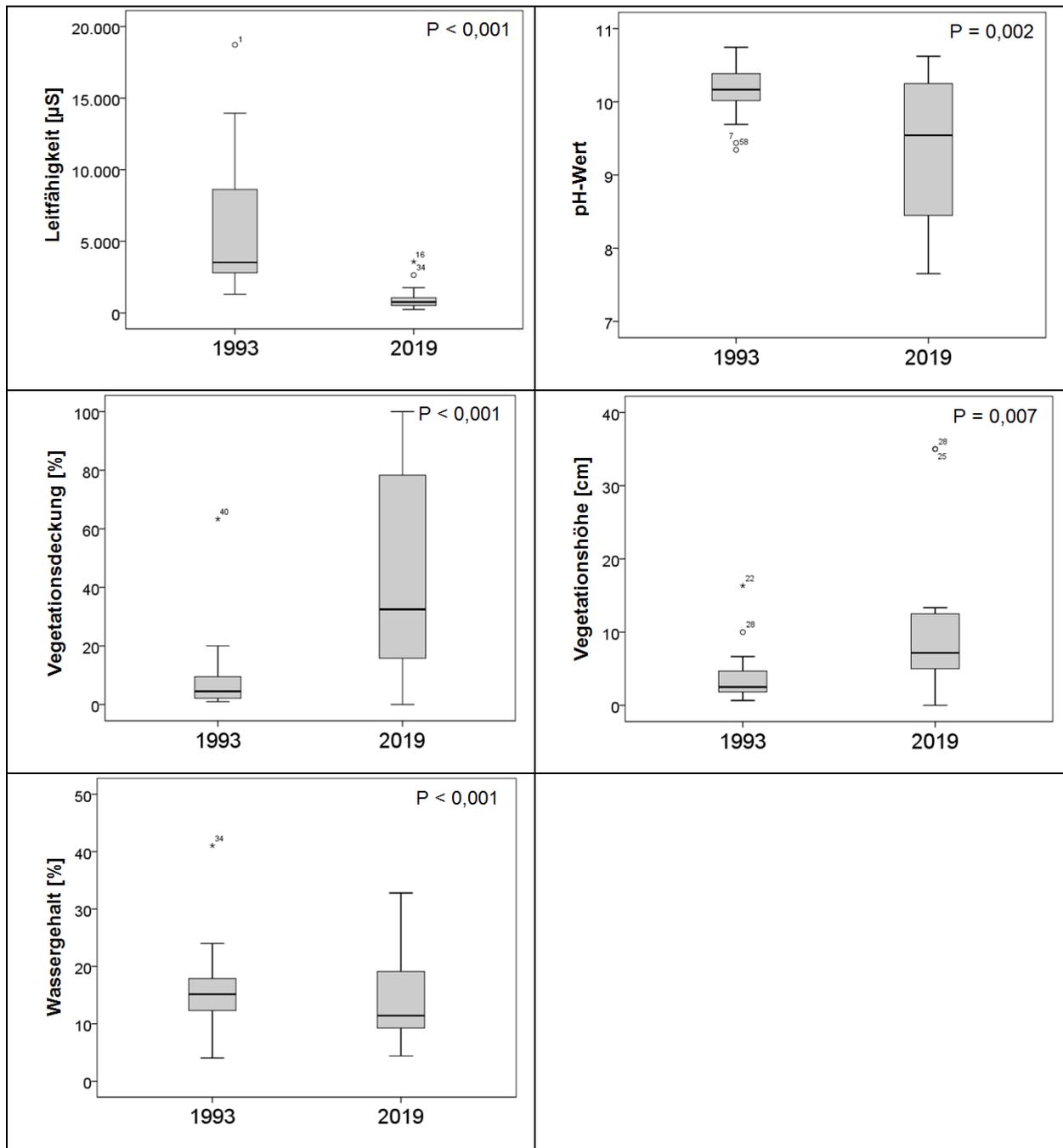


Abb. 22: Boxplots (in grau) zeigen die Unterschiede in den Parametern Vegetationshöhe, Vegetationsdeckung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassergehalt zwischen den Jahren 1993 und 2019 in der **Zone A** (basierend auf 20 Untersuchungsflächen);

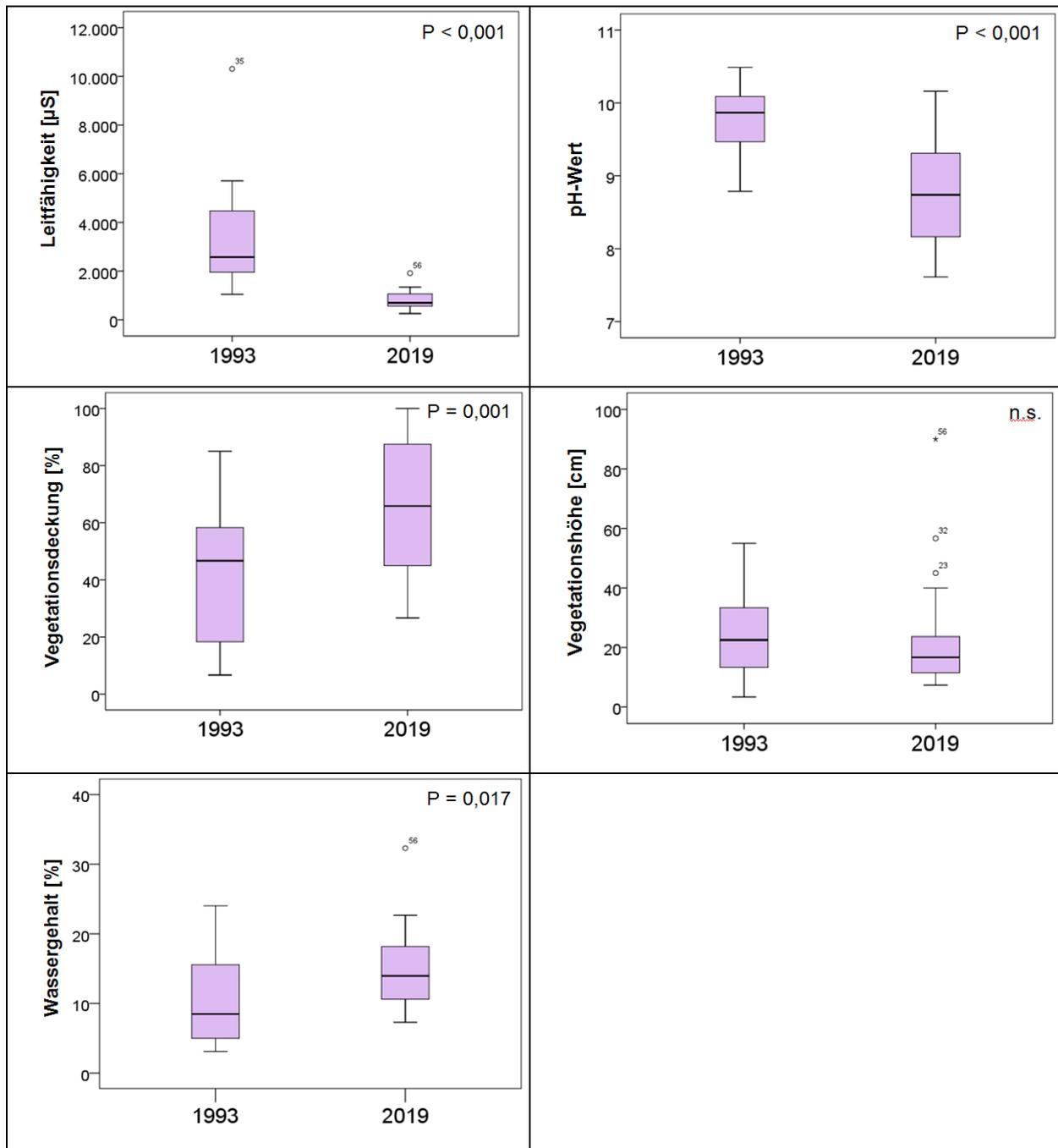


Abb. 23: Boxplots (in lila) zeigen die Unterschiede in den Parametern Vegetationshöhe, Vegetationsdeckung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassergehalt zwischen den Jahren 1993 und 2019 in der **Zone B** (basierend auf 20 Untersuchungsflächen); n.s. = nicht signifikant

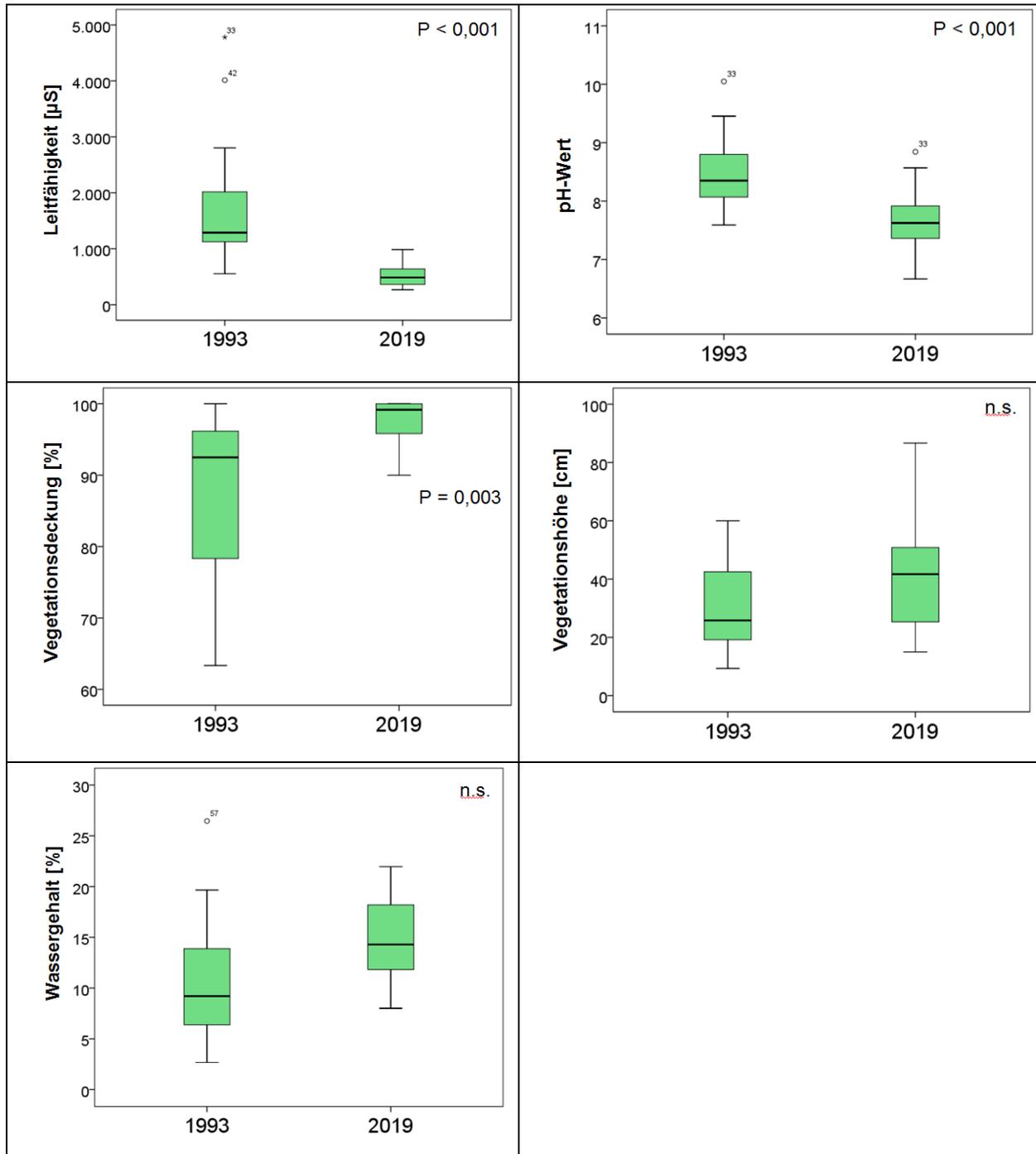


Abb. 24: Boxplots (in grün) zeigen die Unterschiede in den Parametern Vegetationshöhe, Vegetationsdeckung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassergehalt zwischen den Jahren 1993 und 2019 in der **Zone C** (basierend auf 20 Untersuchungsflächen); n.s. = nicht signifikant

Vergleich der Pflanzen-Zeigerwerte nach Zonen getrennt

Zone A:

Im direkten Vergleich wies die Vegetation in den A-Zonen im Jahre 2019 gegenüber 1993 signifikant geringere Licht- (Wilcoxon Test, $P < 0,044$) und Kontinentalitäts-Werte (Wilcoxon Test, $P < 0,006$), sowie signifikant höhere Stickstoff (N)-Werte (Wilcoxon Test, $P < 0,031$) auf. In den Untersuchungsflächen des Lackeninneren kann man daher von einer Verschiebung im Pflanzenartenspektrum ausgehen, die aufgrund der Zunahme von Stickstoffzeiger und Abnahme von Licht- und Kontinentalitäts-Zeigern als Sukzession interpretiert werden kann.

Tab. 10: Ergebnisse der Wilcoxon-Tests aus dem direkten Vergleich der Untersuchungsflächen des Jahres 1993 und 2019. Signifikante Unterschiede in fett.

Zone A	Licht2019 - Licht1993	Temp1993 - Temp2019	Kont2019 - Kont1993	Feucht2019 - Feucht1993	Reakt2019 - Reakt1993	Nitro2019 - Nitro1993	Salz2019 - Salz1993
U	-2,018 ^b	-1,635 ^c	-2,758 ^b	-,610 ^c	-1,721 ^b	-2,153 ^c	-,241 ^c
Asymp. Sig. (2-seitig)	,044	,102	,006	,542	,085	,031	,809

		H	Mittlerer Rang	Summe der Ränge
Licht2019 - Licht1993	Negative Ränge	10^a	10,70	107,00
	Positive Ränge	6 ^b	4,83	29,00
	Bindungen	4 ^c		
	Gesamtsumme	20		
Kont2019 - Kont1993	Negative Ränge	16^g	10,22	163,50
	Positive Ränge	3 ^h	8,83	26,50
	Bindungen	1 ⁱ		
	Gesamtsumme	20		
Nitro2019 - Nitro1993	Negative Ränge	6 ^p	6,92	41,50
	Positive Ränge	13^q	11,42	148,50
	Bindungen	1 ^r		
	Gesamtsumme	20		

a. Licht2019 < Licht1993

b. Licht2019 > Licht1993

c. Licht2019 = Licht1993

g. Kont2019 < Kont1993

h. Kont2019 > Kont1993

i. Kont2019 = Kont1993

p. Nitro2019 < Nitro1993

q. Nitro2019 > Nitro1993

r. Nitro2019 = Nitro1993

Zone B:

Die Vegetation der Untersuchungsflächen der Zone B unterschied sich in keinem der Pflanzenzeiger-Werte in den Jahren 1993 und 2019.

Tab. 11: Ergebnisse des Wilcoxon-Tests aus dem direkten Vergleich der Untersuchungsflächen des Jahres 1993 und 2019.

Zone B	Licht2019 - Licht1993	Temp2019 - Temp1993	Kont2019 - Kont1993	Feucht2019 - Feucht1993	Reakt2019 - Reakt1993	Nitro2019 - Nitro1993	Salz2019 - Salz1993
U	-1,158 ^b	-,485 ^b	-1,285 ^b	-1,127 ^c	-,242 ^c	-,261 ^c	-1,101 ^b
Asymp. Sig. (2-seitig)	,247	,627	,199	,260	,809	,794	,271

Zone C:

Im direkten Vergleich der Untersuchungsflächen zeigte sich lediglich eine signifikante Abnahme der Salz-Zeigerwerte im Jahre 1993 gegenüber 2019.

Tab. 12: Ergebnisse des Wilcoxon-Tests aus dem direkten Vergleich der Untersuchungsflächen des Jahres 1993 und 2019. Signifikante Unterschiede in **fett**.

Zone C	Licht2019 - Licht1993	Temp2019 - Temp1993	Kont2019 - Kont1993	Feucht2019 - Feucht1993	Reakt2019 - Reakt1993	Nitro2019 - Nitro1993	Salz2019 - Salz1993
U	-,747 ^b	-,112 ^b	-,805 ^b	-,784 ^b	-1,605 ^b	-1,867 ^b	-2,688 ^b
Asymp. Sig. (2-seitig)	,455	,911	,421	,433	,108	,062	,007

		H	Mittlerer Rang	Summe der Ränge
Salz2019 - Salz1993	Negative Ränge	16 ^s	11,06	177,00
	Positive Ränge	4 ^t	8,25	33,00
	Bindungen	0 ^u		
	Gesamtsumme	20		

s. Salz2019 < Salz1993

t. Salz2019 > Salz1993

u. Salz2019 = Salz1993

Zusammenfassung: An dieser Stelle ist es wichtig, festzuhalten, dass sich das Pflanzenartenspektrum in den innersten Lackenbereichen (Zone A) offenbar stark verändert hat; die Zunahme der Stickstoffzeiger und die Abnahme der Licht- und Kontinentalitätszeiger bestätigt somit das Ergebnis der quantitativen Daten zur Vegetationsdeckung, die in den A-Zonen Flächen signifikant zugenommen hat. Allerdings sind trotz Rückgang der Leitfähigkeit und des pH-Werts im Oberboden bei den

Pflanzen offenbar immer noch die typischen Salzzeiger und die typischen basischen Reaktionszeiger in den Untersuchungsflächen der A-Zonen vorhanden. Lediglich in Zone C, also in ohnehin wenig salzbeeinflussten Böden haben die Salzzeiger abgenommen. Was jedoch besonders auffällt ist, dass die Pflanzen in den Untersuchungsflächen der B-Zonen im Jahre 2019 offensichtlich die gleichen standörtlichen Verhältnisse anzeigen wie im Jahre 1993. Somit sollten sich die Bilder der Vegetation der B-Zonen im Jahre 1993 und im Jahre 2019 durchaus gleichen.

Pflanzengesellschaften

Im Jahre 2019 (und ergänzend 2020) wurden die Pflanzenarten in allen Untersuchungsflächen standardisiert erhoben und nachfolgend pflanzensoziologisch klassifiziert. Da diese Arbeit allerdings noch nicht publiziert ist, müssen die Namen der Pflanzengesellschaften als vorbehaltlich betrachtet werden. Im Jahre 1993 wurde derselbe methodische Ansatz gewählt, allerdings wurden damals die Pflanzenarten nicht im selben Ausmaß erhoben wie 2019. Obwohl es sich bei den Aufnahmen des Jahres 1993 also um einen reduzierten Datensatz gegenüber jenem des Jahres 2019 handelt, wurde durch den Experten der Versuch unternommen, auch diese Aufnahmen soweit möglich, pflanzensoziologisch zu klassifizieren oder zumindest eine Einschätzung darüber abzugeben, inwieweit sich die Untersuchungsflächen zwischen 1993 und 2019 hinsichtlich ihrer Vegetation verändert haben. Aufgrund dieser - vorbehaltlichen - Einschätzungen ist es möglich, die Untersuchungsflächen auch hinsichtlich ihrer Pflanzengesellschaften vergleichen zu können. Trotz der Vorbehalte sollte der Vergleich dazu beitragen zumindest die offensichtlichsten Entwicklungen in den Untersuchungsflächen sichtbar zu machen. Und mehr wollen wir mit dem Vergleich auch nicht bezwecken, als die auffälligsten Unterschiede darzustellen.

Zunächst wollen wir jene Untersuchungsflächen betrachten, bei denen sich aufgrund der Pflanzenarten und ihrer Deckungsgrade in den Vegetationsaufnahmen mit Sicherheit sagen lässt, dass sie unverändert geblieben sind, wobei sich in einigen Fällen naturgemäß Unterschiede in den standörtlichen Bedingungen erkennen lassen. Insgesamt kann man 4 Gruppen unterscheiden: (1) nein = keine Veränderungen, das ist der Fall in 26 Untersuchungsflächen (2) nein, aber 1993 feuchter und salziger, in 10 Untersuchungsflächen, (3) nein, aber 1993 stärker verbracht, in 2 Untersuchungsflächen und (4) nein, aber 1993 trockener, in ebenfalls 2 Untersuchungsflächen. Zur besseren Erkennbarkeit wurden die Untersuchungsflächen der drei Zonen zudem unterschiedlich eingefärbt: schwarz = Zone A, violett = Zone B und grün = Zone C.

Zur Gruppe ohne erkennbare Veränderungen zählen 10 Untersuchungsflächen der Zone A, 13 der Zone B und 3 der Zone C. Schon daraus ist ersichtlich, dass im Lackeninneren nur mehr rund die Hälfte aller Untersuchungsflächen im Jahre 2019 gegenüber 1993 unverändert geblieben sind; denn bis auf eine Untersuchungsfläche in Zone B des Darscho (DSL B), liegen alle übrigen 13 Untersuchungsflächen mit erkennbaren standörtlichen Unterschieden in Zone C. Davon war die Mehrzahl im Jahre 1993 überdies feuchter und salziger als 2019! Lediglich 2 Untersuchungsflächen, eine an der Moschatolacke (MSL C) und eine an der Ochsenbrunnlacke (OBL C) waren 1993 trockener; und schließlich waren die Subhalophile Feuchtwiese an der Birnbaumlacke (BBL C) und die Furchenschwingel-Steppe an der Janischlacke (HLL C) 1993 gegenüber 2019 stärker verbracht; befindet sich inzwischen aber durch gutes Mahdmanagement offenbar in einem besseren Zustand als 1993.

Tab. 13: Untersuchungsflächen mit den selben Pflanzengesellschaften in den Untersuchungsjahren 1993 und 2019 sowie ökologischen Unterschieden aufgrund des Vergleichs der nachgewiesenen Arten in den beiden Vegetationsaufnahmen.

LackeZone	Pflanzengesellschaft 2019 ident mit 1993	Veränderungen
ABS A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
ABS B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
BBL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
DSL C	? (Subhalophiler Rohrschwengel-Rasen)	nein
FFL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
GNL A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
GNL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
HLL A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
HLL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) - untypisch	nein
KIS B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
LSO A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
LSO B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
LSU A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
LSU B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
LSU C	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)	nein
MHL A	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur) [Bolboschoenus vertrocknet]	nein
MSL A	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	nein
MSL B	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	nein
OBL A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
OBL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
OFL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
OSS A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	nein
OSS C	Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)	nein
UFL B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein
WTL A	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)	nein
WTL B	Loto-Potentilletum anserinae (Gänsefingerkraut-Weide)	nein
ABS C	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwengel-Steppe)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
DSL B	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
FFL C	Cirsio-Brachypodium-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
GNL C	Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
KIS C	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwengel-Steppe)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
LSA C	Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur) - Übergang zu Juncion gerardii	nein, aber 1993 feuchter und salziger
MHL C	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwengel-Steppe)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
OFL C	Cirsio-Brachypodium-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
UFL C	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
WTL C	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwengel-Steppe)	nein, aber 1993 feuchter und salziger
BBL C	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)	nein, aber 1993 stärker verbraucht
HLL C	Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)	nein, aber 1993 stärker verbraucht
MSL C	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	nein, aber 1993 trockener
OBL C	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)	nein, aber 1993 trockener

In insgesamt 20 der 60 Untersuchungsflächen hat zwischen 1993 und 2019 eine klar erkennbarer Wechsel in den Pflanzengesellschaften stattgefunden. Das betrifft zehn Untersuchungsflächen in Zone A, sechs in Zone B und vier in Zone C. Aus diesen Zahlen kann man schlussfolgern, dass die innerste Zone am deutlichsten von der Sukzession betroffen ist. In neun der zehn betroffenen Untersuchungsflächen der Zone A war 1993 ein *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur) ausgebildet, das in zwei Untersuchungsflächen von einem *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur), in drei Flächen von einem *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur), in weiteren drei Flächen von einer *Juncion gerardii*-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) und in einer Fläche von einer *Bolboschoenion maritimi*-Gesellschaft (Stechteichbinsen-Flur) abgelöst wurde. Bei der 10ten Fläche handelte es sich 1993 um ein *Atriplicetum prostratae* (Spießmelden-Salzflur) am Unteren Stinkersee (USS A), das 2019 vollständig von einem *Bolboschoeno-Phragmitetum* (Brackwasser-Schilf-Röhricht) überwachsen war.

Aus den Veränderungen kann man mit eindeutig das Voranschreiten der Sukzession diagnostizieren. Diese zeigt sich auch an vier Untersuchungsflächen der Zone B, in denen das *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) des Jahres 1993 durch ein *Juncion gerardii*-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) ersetzt wurde. Überraschenderweise haben sich zwei *Juncion gerardii*-Gesellschaften des Jahres 1993 im Jahre 2019 verbessert: am Oberen Stinkersee würde durch Mahdmanagement das ursprüngliche *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) wieder hergestellt und am Unteren Stinkersee hat sich das *Atriplicetum prostratae* (Spießmelden-Salzflur), das 1993 noch in Zone A vorhanden war, im Jahre 2019 nun in Zone B verschoben, vermutlich auch deshalb, weil der Untere Stinkersee die einzige unter den untersuchten Lacken ist, die eine permanente Wasserführung (ohne künstliche Dotierung wie beim Darscho) im Jahresverlauf aufweist.

In den restlichen 4 Untersuchungsflächen der Zone C, haben sich zwei ehemalige, vermutliche Spülsaumgesellschaften in trockenere Ruderalgesellschaften entwickelt. Gleiches gilt für zwei ehemalige feuchtere *Juncion gerardii*-Gesellschaften, anstelle derer sich 2019 jeweils eine *Convolvulo-Agropyrion*-Gesellschaft (Quecken-Flur), also eine ebenfalls ruderale, und vor allem trockenere Pflanzengesellschaft, etabliert hat.

Damit bestätigt sich das Ergebnis, wonach es speziell in Zone C zu einer Veränderung in den standörtlichen Verhältnissen in Richtung Trockenheit gekommen ist. Dieser allgemeine Trend steht ohne Zweifel in direktem Zusammenhang mit dem gestörten Wassergehalt aller Lacken, und aufgrund der unnatürlich niedrigen Grundwasserpegel und der nach wie vor wirksamen Entwässerungsgräben sind die Lackenufer am Beginn der Austrocknungsperiode natürlich als erste vom Wasserrückgang betroffen.

Tab. 14: Untersuchungsflächen mit den unterschiedlichen Pflanzengesellschaften in den Untersuchungsjahren 1993 und 2019.

LackeZone	Pflanzengesellschaft 2019	Pflanzengesellschaft 1993
BBL A	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
DSL A	Bolboschoenion maritimi-Gesellschaft (Stechteichbinsen-Flur)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
FFL A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
KIS A	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
KNL A	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
KNL B	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)
KNL C	Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur)	feuchter und salziger; Juncion gerardii
LSA A	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
LSA B	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)
LSB A	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
LSB B	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)
LSB C	? (Stark ruderalisierter Salzschwingel-Rasen)	Spülsaumgesellschaft zwischen Puccinellietum (unten) und ruderalem Rasen (oben)?
LSO C	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)	Spülsaumgesellschaft zwischen Puccinellietum (unten) und ruderalem Rasen / Hundszahngas-Ruderalflur (oben)
MHL B	Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) oder Bolboschoenus-Röhricht
OFL A	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) - untypisch	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
OSS B	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)	Juncion gerardii
UFL A	Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)	Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur)
USS A	Bolboschoeno-Phragmitetum (Brackwasser-Schilf-Röhricht)	Atriplicetum prostratae (Spießmelden-Salzflur)
USS B	Atriplicetum prostratae (Spießmelden-Salzflur)	Juncion gerardii
USS C	Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur)	Juncion gerardii?

Vergleich der pH-Werte in den Jahren 1993 und 2019

Der pH-Wert ist definiert als die Gegenzahl des dekadischen Logarithmus der Wasserstoffionen-Aktivität. In einer verdünnten wässrigen Lösung kann der pH-Wert entlang einer 15-teiligen Skala von stark sauer (min 0) über neutral (7) zu stark alkalisch (max 14) reichen (Abb. 25). Berücksichtigt man - so wie in unserem Fall - auch Kommastellen, so können wir für den Vergleich der 60 Untersuchungsflächen der Jahre 1993 und 2019 (Tab. 15) anhand folgender Abbildung zwischen stark alkalisch, schwach alkalisch, neutral und schwach sauer unterscheiden

	saurer Bereich						neutral	basischer Bereich							
pH	<7						=7	>7							
	stark sauer			schwach sauer				schwach basisch			stark basisch				
pH	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
$c(\text{H}_3\text{O}^+)$	1	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}	10^{-8}	10^{-9}	10^{-10}	10^{-11}	10^{-12}	10^{-13}	10^{-14}
$c(\text{OH}^-)$	10^{-14}	10^{-13}	10^{-12}	10^{-11}	10^{-10}	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}	10^{-2}	10^{-1}	1
	$c(\text{H}^+) > c(\text{OH}^-)$						$c(\text{H}^+) = c(\text{OH}^-)$	$c(\text{H}^+) < c(\text{OH}^-)$							

Abb. 25: Skalen und Bereiche des pH-Werts (aus aprentas 2017).

Im Jahre 1993 wiesen 23 Untersuchungsflächen stark alkalische pH-Werte auf. Von diesen waren im Jahre 2019 noch 9 Flächen ebenfalls stark alkalisch; hingegen sank der pH-Wert bei 12 Flächen in den schwach alkalischen Bereich und bei 2 Flächen sogar in den neutralen Bereich; bei den letzteren beiden Flächen handelt es sich um die stark degradierten A-Zonen von LSA (Baderlacke) und LSB (Lacke südwestlich Birnbaumlacke). Mit der Ausnahme von LSO C (Mittlerer Stinkersee) handelt es sich bei den von stark zu schwach alkalisch wechselnden Flächen durchwegs um solche des Lackeninneren (Zone A und B).

Von den 33 Untersuchungsflächen, die im Jahre 1993 einen schwach alkalischen pH-Wert aufwiesen, waren dies 2019 noch 16 Flächen, ebensoviele Flächen wechselten in einen pH-neutralen Bereich, und eine Fläche überdies in einen schwach sauren Bereich; bei letzterer Untersuchungsfläche handelt es sich um die C-Zone von GNL (Neubruchlacke).

Der Großteil der Untersuchungsflächen, die sich von schwach alkalisch in Richtung neutral entwickelt haben, lag in Zone C, 5 Flächen lagen jedoch in einer A- oder B Zone: bei der einen Fläche in Zone A (MSL = Moschatolacke) und den 4 in Zone B (KNL = Kleine Neubruchlacke, LSA = Baderlacke, LSB = Lacke südwestlich Birnbaumlacke, und wiederum MSL = Moschatolacke) handelt es sich um die am weitesten degradierten Salzlacken im gesamten Untersuchungsgebiet.

Schließlich verbleiben noch 4, allesamt in Zone C gelegenen Untersuchungsflächen am Ende der Tabelle, die sowohl 1993, als auch 2019 in einem neutralen pH-Bereich lagen.

Tab. 15: Untersuchungsflächen mit den mittleren pH-Werten in den Untersuchungsjahren 1993 und 2019. Die Zuordnung der pH-Werte in die Bereiche stark alkalisch, schwach alkalisch, neutral und schwach sauer folgt aprentas (2017).

LackeZone	pH-Wert 1993	pH -Wert 2019	Differenz	pH-Bereich 1993	pH-Bereich 2019
BBL A	10,16	10,07	-0,09	stark alkalisch	stark alkalisch
FFL A	10,15	10,26	0,11	stark alkalisch	stark alkalisch
HLL A	10,52	10,62	0,10	stark alkalisch	stark alkalisch
LSO A	10,45	10,55	0,11	stark alkalisch	stark alkalisch
LSU A	10,00	10,25	0,26	stark alkalisch	stark alkalisch
OBL A	10,17	10,29	0,12	stark alkalisch	stark alkalisch
OSS A	10,44	10,24	-0,20	stark alkalisch	stark alkalisch
UFL A	10,33	10,02	-0,31	stark alkalisch	stark alkalisch
LSO B	10,27	10,16	-0,11	stark alkalisch	stark alkalisch
ABS A	10,41	9,40	-1,01	stark alkalisch	schwach alkalisch
GNL A	10,74	9,68	-1,06	stark alkalisch	schwach alkalisch
KNL A	10,36	8,04	-2,32	stark alkalisch	schwach alkalisch
MHL A	10,35	9,88	-0,47	stark alkalisch	schwach alkalisch
OFL A	10,24	8,88	-1,36	stark alkalisch	schwach alkalisch
USS A	10,03	8,84	-1,20	stark alkalisch	schwach alkalisch
GNL B	10,05	8,56	-1,49	stark alkalisch	schwach alkalisch
HLL B	10,22	8,42	-1,80	stark alkalisch	schwach alkalisch
LSU B	10,49	9,72	-0,76	stark alkalisch	schwach alkalisch
MHL B	10,25	8,95	-1,30	stark alkalisch	schwach alkalisch
UFL B	10,13	9,58	-0,54	stark alkalisch	schwach alkalisch
LSO C	10,05	8,84	-1,21	stark alkalisch	schwach alkalisch
LSA A	10,11	7,71	-2,40	stark alkalisch	neutral
LSB A	10,07	7,65	-2,42	stark alkalisch	neutral
DSL A	9,44	8,41	-1,03	schwach alkalisch	schwach alkalisch
KIS A	9,89	9,28	-0,61	schwach alkalisch	schwach alkalisch
WTL A	9,34	8,49	-0,86	schwach alkalisch	schwach alkalisch
ABS B	9,82	8,46	-1,36	schwach alkalisch	schwach alkalisch
BBL B	9,74	8,86	-0,87	schwach alkalisch	schwach alkalisch
DSL B	9,41	8,61	-0,80	schwach alkalisch	schwach alkalisch
FFL B	9,94	9,06	-0,88	schwach alkalisch	schwach alkalisch
KIS B	9,87	8,98	-0,89	schwach alkalisch	schwach alkalisch
OBL B	9,93	9,59	-0,34	schwach alkalisch	schwach alkalisch
OFL B	9,52	8,06	-1,46	schwach alkalisch	schwach alkalisch
OSS B	9,42	9,24	-0,17	schwach alkalisch	schwach alkalisch
USS B	9,96	9,38	-0,59	schwach alkalisch	schwach alkalisch
WTL B	9,21	8,26	-0,94	schwach alkalisch	schwach alkalisch
LSU C	8,86	8,57	-0,29	schwach alkalisch	schwach alkalisch
MSL C	9,45	8,09	-1,37	schwach alkalisch	schwach alkalisch
UFL C	8,38	8,09	-0,30	schwach alkalisch	schwach alkalisch
MSL A	9,69	7,96	-1,73	schwach alkalisch	neutral
KNL B	9,70	7,94	-1,76	schwach alkalisch	neutral
LSA B	9,86	7,61	-2,25	schwach alkalisch	neutral
LSB B	9,34	7,88	-1,46	schwach alkalisch	neutral
MSL B	8,79	7,96	-0,82	schwach alkalisch	neutral
ABS C	9,14	7,84	-1,31	schwach alkalisch	neutral
BBL C	8,21	7,69	-0,52	schwach alkalisch	neutral
DSL C	8,65	7,91	-0,74	schwach alkalisch	neutral
FFL C	8,07	7,43	-0,63	schwach alkalisch	neutral
KIS C	8,52	7,92	-0,60	schwach alkalisch	neutral
KNL C	8,74	7,66	-1,08	schwach alkalisch	neutral
LSB C	8,07	7,59	-0,48	schwach alkalisch	neutral

MHL C	8,39	7,38	-1,00	schwach alkalisch	neutral
OFL C	8,15	7,27	-0,87	schwach alkalisch	neutral
USS C	9,07	7,50	-1,57	schwach alkalisch	neutral
WTL C	8,32	7,08	-1,24	schwach alkalisch	neutral
GNL C	8,11	6,67	-1,44	schwach alkalisch	schwach sauer
OBL C	7,91	7,73	-0,18	neutral	neutral
OSS C	7,59	7,17	-0,42	neutral	neutral
HLL C	7,89	7,45	-0,44	neutral	neutral
LSA C	7,95	7,34	-0,62	neutral	neutral

Zusammenfassung: In den 60 Untersuchungsflächen sind die pH-Bereiche zwischen den Jahren 1993 und 2019 entweder gleich geblieben (29) oder haben sich „verschlechtert“, sind also von stark zu schwach alkalisch bzw. neutral (14) oder von schwach alkalisch zu neutral bzw. schwach sauer (17) gewechselt.

Auch wenn in über 50% der Untersuchungsflächen die Alkalität abgenommen hat, weisen im Jahre 2019 dennoch 17 der 20 Untersuchungsflächen in Zone A eine zumindest noch schwache Alkalität auf; dasselbe gilt für 16 der Zone B und immerhin auch noch für 4 Untersuchungsflächen der Zone C. Fasst man die Zonen A und B zusammen, so kann man feststellen, dass 33 der 40 Flächen des Lackeninneren, das sind umgerechnet 82,5% als nach wie vor als Sodaflächen angesprochen werden können!

Die alkalische Situation ist möglicherweise auch der Grund dafür, dass zahlreiche gestörte Salzlacken nach wie vor die Illusion eines intakten Zustandes suggerieren.

Vergleich der prozentuellen Unterschiede in den Umweltparametern nach Zonen getrennt

Ergänzend zu den direkten Vergleichen der Untersuchungsflächen wollen wir im Folgenden für jeden der im Jahre 1993 und 2019 auf dieselbe Weise gemessenen fünf Umweltparameter die Frage beantworten, wie sich für die drei Zonen zwischen den Jahren 1993 und 2019 die fünf Parameter (Zunahme oder Abnahme) prozentuell verändert haben (Abb. 26–30). Als Referenzwert für diese Auswertung wurde für jeden Parameter jeweils der maximale Wert der entsprechenden Jahresmittelwerte (beider Untersuchungsjahre) herangezogen. Der berechnete Prozent-Wert der Veränderungen kann somit zwischen plus 100% und minus 100% liegen.

Für den statistischen Vergleich der prozentuellen Unterschiede in den drei Zonen wurde der Kruskal-Wallis H-Test angewendet. Für den Vergleich zweier Zonen wurde zudem der Mann-Whitney U-Test verwendet.

Die Bezugslinie beim Wert „Null“ auf der Y-Achse markiert den Bereich ohne Unterschiede, die positiven Werte oberhalb der Nulllinie bedeuten eine prozentuelle Zunahme, die negativen Werte unterhalb der Nulllinie eine prozentuelle Abnahme des jeweiligen Parameters im Jahre 2019 gegenüber 1993; zudem wurden die drei Zonen bzw. die entsprechenden Boxplots zur besseren Erkennbarkeit farblich unterschiedlich markiert.

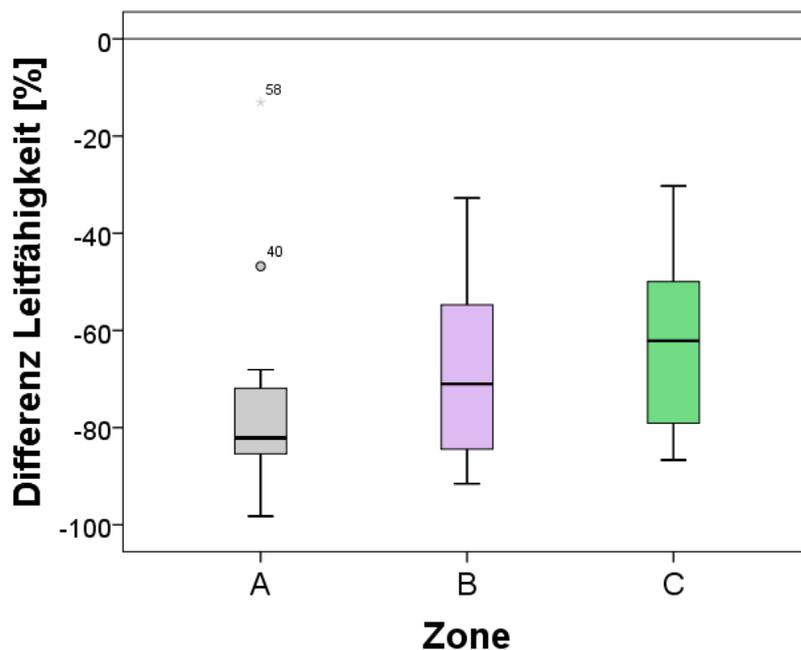


Abb. 26: Boxplots zeigen die prozentuellen Unterschiede in der Leitfähigkeit in den drei Zonen (A, B und C) zwischen 1993 und 2019. Positive Werte bedeuten eine Zunahme, negative Werte eine Abnahme im Jahre 2019 gegenüber 1993.

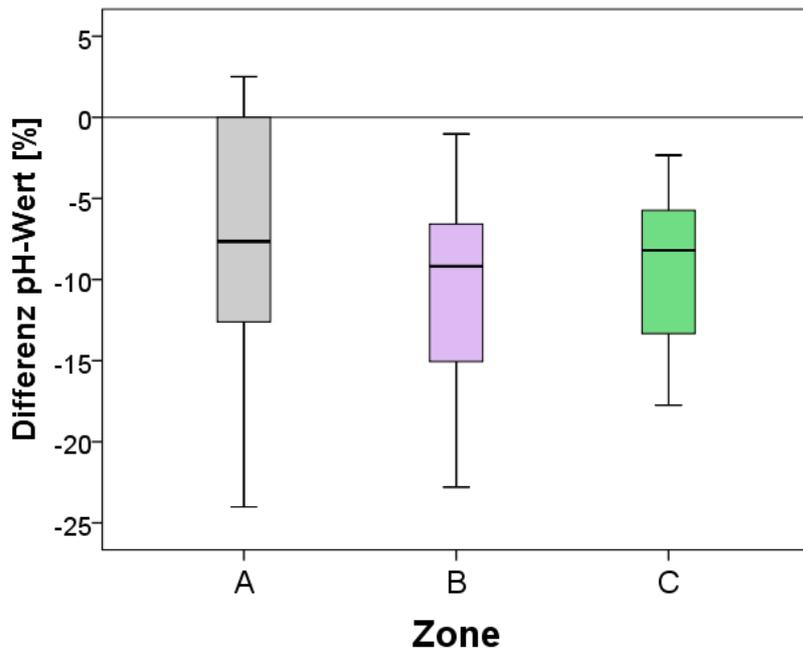


Abb. 27: Boxplots zeigen die prozentuellen Unterschiede im pH-Wert in den drei Zonen (A, B und C) zwischen 1993 und 2019. Positive Werte bedeuten eine Zunahme, negative Werte eine Abnahme im Jahre 2019 gegenüber 1993.

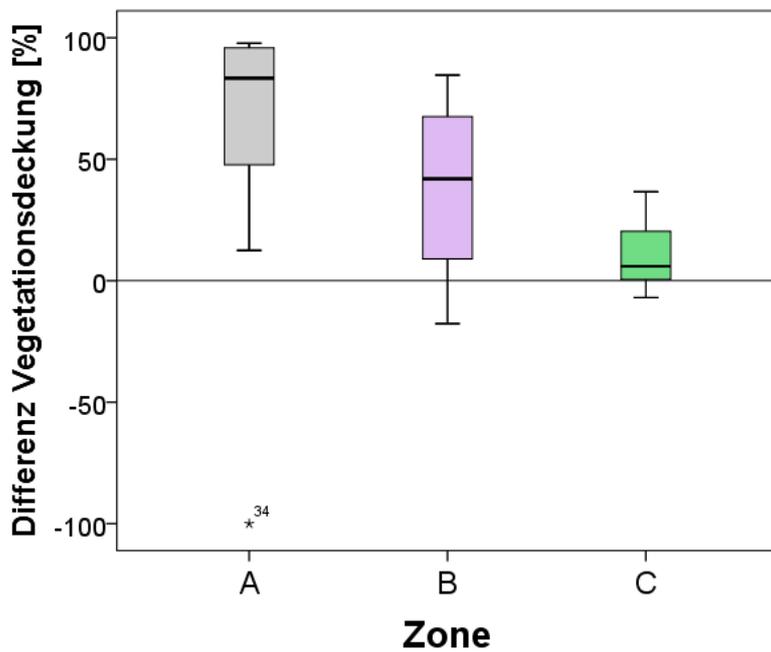


Abb. 28: Boxplots zeigen die prozentuellen Unterschiede in der Vegetationsdeckung in den drei Zonen (A, B und C) zwischen 1993 und 2019. Positive Werte bedeuten eine Zunahme, negative Werte eine Abnahme im Jahre 2019 gegenüber 1993.

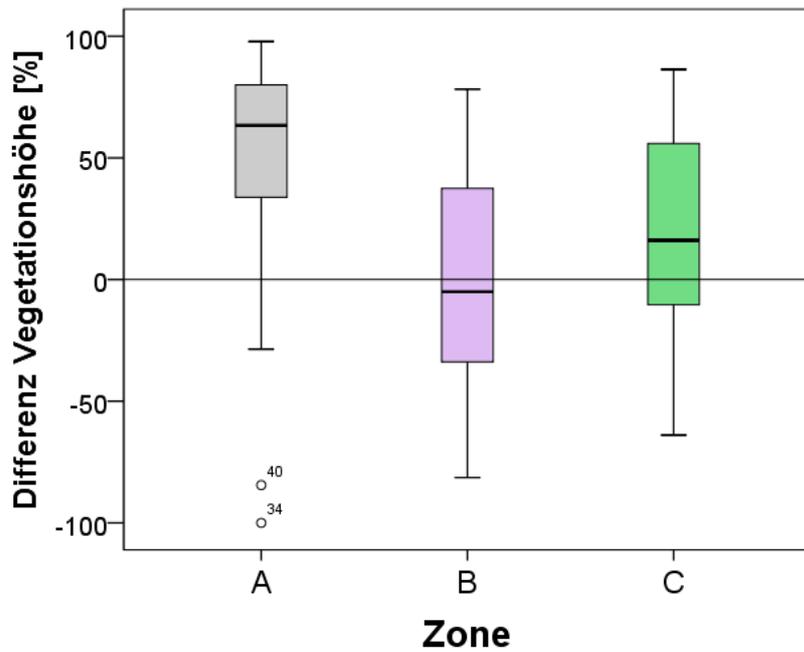


Abb. 29: Boxplots zeigen die prozentuellen Unterschiede in der Vegetationshöhe in den drei Zonen (A, B und C) zwischen 1993 und 2019. Positive Werte bedeuten eine Zunahme, negative Werte eine Abnahme im Jahre 2019 gegenüber 1993.

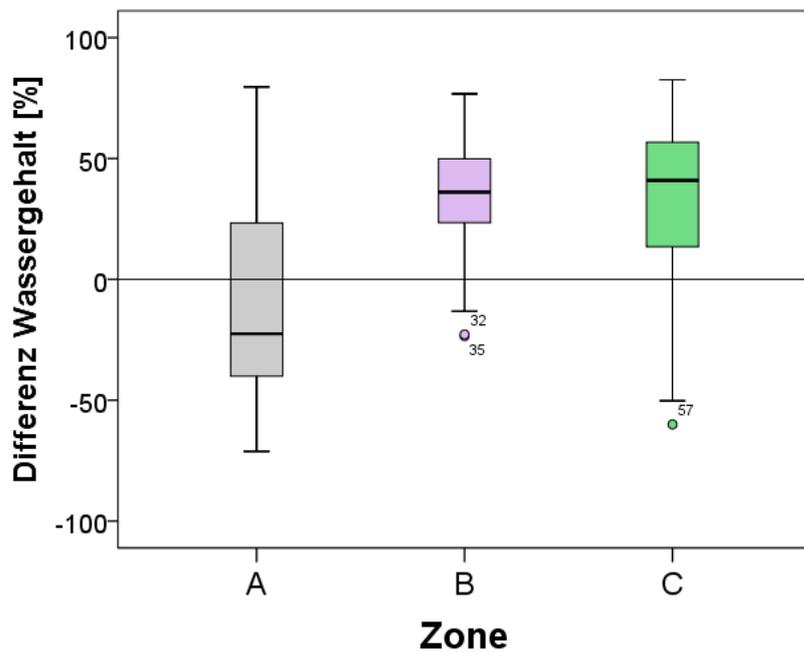


Abb. 30: Boxplots zeigen die prozentuellen Unterschiede im Wassergehalt in den drei Zonen (A, B und C) zwischen 1993 und 2019. Positive Werte bedeuten eine Zunahme, negative Werte eine Abnahme im Jahre 2019 gegenüber 1993.

Im Parameter Leitfähigkeit (Kruskal-Wallis H-Test, $P < 0,001$) gibt es einen signifikanten Unterschied in der Abnahme des Salzgehaltes zwischen den drei Zonen, der am höchsten in den Untersuchungsflächen der Zone A ist (Abb. 26). Vergleich man die Zonen jeweils einzeln miteinander zeigt sich ein signifikanter Unterschied im Rückgang des Salzgehalt nur im Vergleich der Zone A mit Zone C (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,008$). Insgesamt sind die extremen prozentualen Verluste in den Leitfähigkeitswerten im Lackeninneren während der sommerlichen Austrocknungsperiode, von über 80% in Zone A und rund 70% in Zone B äußerst Besorgnis erregend im Hinblick auf den Fortbestand der „Salzlacken“ des Seewinkels.

Keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Zonen zeigen sich im prozentualen Rückgang der Alkalität des Oberbodens (Kruskal-Wallis H-Test, $P < 0,364$). Der pH-Wert ist in allen drei Zonen in gleicher Weise gesunken, und liegt 2019 im Durchschnitt zwischen 7 und 8% unterhalb des Werts von 1993 (Abb. 27). Der pH-Wert ist somit vom negativen Trend um den Faktor 10 weniger betroffen als die Leitfähigkeit.

Im Parameter Vegetationsdeckung zeigen sich signifikante Unterschiede in der Zunahme der Werte von 2019 gegenüber 1993 zwischen den drei Zonen (Kruskal-Wallis H-Test, $P < 0,028$) (Abb. 28). Auch die Unterschiede zwischen allen drei Zonen sind signifikant (A-B: Mann-Whitney U-Test, $P = 0,001$; A-C: Mann-Whitney U-Test, $P < 0,001$, B-C: Mann-Whitney U-Test, $P = 0,009$).

Im Parameter Vegetationshöhe sind die prozentuellen Unterschiede zwischen den drei Zonen nicht signifikant verschieden (Kruskal-Wallis H-Test, $P = 0,201$), und es zeigt sich auch, dass die Vegetationshöhe in Zone B und C zwischen 1993 und 2019 annähernd gleich geblieben ist (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,183$) (Abb. 29). Signifikante Unterschiede zeigen sich jedoch in beiden Zonen hinsichtlich Zone A (A-B: Mann-Whitney U-Test, $P = 0,003$; A-C: Mann-Whitney U-Test, $P = 0,010$).

Im Parameter Wassergehalt zeigt sich ein signifikanter Unterschied in der Zunahme bzw. Abnahme zwischen den drei Zonen (Kruskal-Wallis H-Test, $P < 0,008$) (Abb. 30). Während in Zone A der Wassergehalt 2019 um rund 25% zurückgegangen ist, hat er in Zone B und Zone C um rund 40% zugenommen, was zur Folge hat, dass Zone A sowohl im Vergleich mit Zone B (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,001$) als auch im Vergleich mit Zone C (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,002$) sich signifikant unterscheidet. Zwischen Zone B und Zone C bestehen klar erkennbar keine signifikanten Unterschiede (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,738$).

Zusammenfassung: Die Ergebnisse der Auswertungen zu den prozentuellen Unterschieden zwischen den Zonen der einzelnen Umweltparameter bestätigen die Ergebnisse der direkten Vergleiche der einzelnen Untersuchungsflächen. Was sich aber im Vergleich der drei Zonen gezeigt hat, ist, dass der Rückgang der Leitfähigkeit und auch des pH-Werts zwischen 1993 und 2019 in allen drei Zonen nicht

im selben Verhältnis erfolgt ist. Die Verluste bei der Leitfähigkeit sind jedenfalls extrem: durchschnittlich über 80% in Zone A rund 70% in Zone B und rund 60% in Zone C, nicht aber im pH-Wert, der in allen drei Zonen zudem im gleichem Ausmaß gesunken ist. Mit dem enormen Rückgang des Salzgehalts im Oberboden im Lackeninneren hat sich gleichzeitig die Vegetationsdeckung deutlich erhöht, rund 40% in Zone B und 80% in Zone A. Zudem ist in Zone A auch der Wassergehalt signifikant zurückgegangen, was auf eine veränderte Hydrologie in diesem Bereich schließen lässt. Wie bereits im Kapitel „Klima“ und „Niederschlag“ ausgeführt wurde, gab es im Jahre 2019 gegenüber 1993 zwar rund 100 mm (419 zu 512) mehr Niederschlag, aber wenn man den gesamten fast 30-jährigen Zeitraum betrachtet, handelt es sich in beiden Fällen um Jahre mit durchschnittlichen Niederschlagssummen. Da sich die Niederschlagsmengen in den beiden Untersuchungsjahren also kaum unterscheiden, und nachweislich im Jahre 2019 unmerklich höher waren als 1993, kann der Rückgang des Wassergehalts in den Untersuchungsflächen der A-Zone nicht auf ein „trockenes“ Niederschlagsjahr zurückgeführt werden. In den drei Untersuchungsperioden des Jahres 2019 ist der Wassergehalt im Oberboden durchschnittlich um rund 30 bis 40% höher gewesen als 1993, nicht aber in Zone A, wo die Feuchtigkeit des Oberbodens in der Austrocknungsperiode sehr stark vom kapillar aufsteigenden Grundwasser abhängt. Mit dem aufsteigenden Grundwasser geht in den Sodalacken unter idealen Bedingungen auch der Salztransport aus dem „Salzführenden Horizont“ einher. Man kann also davon ausgehen, dass 2019 in den Lackenböden (Zone A und B) sowohl das aufsteigende Grundwasser als auch der Salztransport an die Bodenoberfläche (als Salzausblühung) ausgeblieben ist! Die Trockenheit des Lackenbodens, der allgegenwärtige enorme Rückgang von Salz im Oberboden während der sommerlichen Austrocknungsperiode, das stetige Absinken des pH-Werts in allen Zonen sowie die übermäßige Zunahme der Vegetation in den inneren Lackenböden sind deutliche Hinweise für eine fundamentale Störung des gesamten Salzlacken-Ökosystems im Seewinkel!

Versuch einer Interpretation zum Verbleib des Salzes in den Sodalacken

An dieser Stelle wollen wir ein kurzes Kapitel einfügen, in dem wir Daten aus Lackenwasserproben, die Arno Cimadom (Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel) im Jahre 2019 zu mehreren Zeitpunkten aus einigen Salzlacken entnommen hat, und von denen wir jene ausgewählt haben, in denen Untersuchungsflächen des gegenständlichen Salzlacken-Projekts liegen, vergleichend betrachten. Die Messungen von Arno Cimadom beziehen sich also auf Wasserproben, während es sich bei den Daten aus unseren Studien von 1993 und 2019 jeweils um einen Wasserauszug (Aqua dest.) des getrockneten Oberbodens im Verhältnis 1:5 handelt.

Die in grau unterlegten Felder in der Tabelle kennzeichnen Zeitpunkte, in denen keine Entnahme von Lackenwasser möglich war, weil die die Lacken bereits vollständig ausgetrocknet waren.

Zum Vergleich haben wir die Messdaten der Leitfähigkeit der A-Zonen verwendet, weil zum Lackeninneren hin der Salzgehalt in der Regel am höchsten ist.

Zusätzlich haben wir auch noch die Bodenkörngrößen der Untersuchungsflächen dieser A-Zonen in der Tabelle eingetragen, um zu sehen, ob es sich um eher sandige oder eher tonig-schluffigerer Böden handelt.

In blau und fett hervorgehoben sind die jeweils höchsten gemessenen Leitfähigkeitswerte, in rot und nicht markiert die jeweils niedrigsten Werte (Tab. 16).

Aus der Tabelle wollen folgende wichtigen Punkte hervorheben:

- 1) Betrachtet man die Daten von Arno Cimadom, sieht man, dass die Austrocknungsperioden in den vier Lacken unterschiedlich lang waren. Am längsten trocken war der Albersee mit 10 trockenen Zeitpunkten, gefolgt von der Neubruchlacke mit 6 und dem Oberen Stinkersee mit 4. Hingegen führte die Janischlacke zu allen Zeitpunkten Wasser.
- 2) Betrachtet man die Situation am Albersee, so sieht man, dass hohe Leitfähigkeitswerte nur im Frühjahr, genauer gesagt, am 1. April 2019 mit $7450\mu\text{S}$ kurz vor dem Trockenfallen der Lacke gemessen wurden, aber nach der Austrocknungsphase lediglich sehr geringe Werte von Minimum $570\mu\text{S}$ Ende Juni.
- 3) Am Oberen Stinkersee und an der Neubruchlacke wurden die höchsten Salzkonzentrationen im späteren Frühling ebenfalls kurz vor der Austrocknung gemessen; auch an diesen Lacken wurden nach der Austrocknungsphase deutlich geringere Leitfähigkeiten gemessen als im Frühjahr.
- 4) Die Janischlacke war hingegen immer Wasser führend, und die Leitfähigkeitswerte, auch wenn sie innerhalb des Messzeitraums schwanken, indizieren eine intakte Salzlacke, die sowohl Ende April als auch Ende Juli sehr hohe Salzkonzentrationen von $18110\mu\text{S}$ bzw. $16210\mu\text{S}$ aufwies.
- 5) Beim Vergleich der vier Lacken könnte man annehmen, die Salzgehalt tatsächlich mit der Wasserführung zusammenhängt, da im Albersee und in der Neubruchlacke zum einen deutlich weniger maximale Leitfähigkeitswerte gemessen wurden als im Oberen Stinkersee und der Janischlacke, und zum anderen offensichtlich wenig bis überhaupt kein nennenswerter Salzgehalt in den Lackenmulden vorhanden war.

Die Frage ist also, was mit dem Salz, das im Albersee und in der Neubruchlacke im April noch im Oberboden vorhanden war, geschehen ist?

6) Eine erste Antwort auf diese Frage könnten unsere Daten von 2019 liefern.

Diese zeigen deutlich, dass alle vier Lacken irgendwann im Laufe des Jahres „kein Salz“ mehr im Oberboden aufgewiesen haben. Im Albersee hat sich der Salzgehalt noch weiter ausgedünnt und blieb während aller drei Messzeitpunkte aus dem Oberboden verschwunden. Dasselbe gilt für die Neubruchlacke. Im Oberen Stinkersee war zumindest in allen drei Zeitpunkten eine geringe Salinität noch vorhanden. Und selbst in der im Frühjahr sehr salzigen Janischlacke sank spätestens im September (nach der sommerlichen Trockenperiode) die Leitfähigkeit auf Regenwasserniveau.

7) Vergleicht man den Oberen Stinkersee mit der benachbarten Janischlacke, dann sieht man, dass bis Ende Juni die Salzgehalte recht gut miteinander korrespondieren, dann aber im Juni am Oberen Stinkersee die Salzgehalte überproportional gegenüber der Janischlacke abnehmen.

8) Betrachtet man die Bodenkorngrößen, so wäre es durchaus denkbar, dass am Albersee und an der Neubruchlacke aufgrund des hohen Sandgehaltes im Oberboden das Salz hier durch Niederschlag rascher ausgewaschen wird als etwa am tonig-schluffigeren Oberen Stinkersee. Dem widerspricht allerdings die Bodenkorngrößenzusammensetzung an der Janischlacke, die in der A-Zone ebenfalls einen hohen Sandgehalt im Oberboden aufweist.

9) Noch auffälliger wird der Salzverlust am Albersee und an der Neubruchlacke, wenn man die Daten von 1993 betrachtet. Im Jahre 1993 wurden am Albersee zu allen drei Messzeitpunkten während der Austrocknungsperiode die höchsten Leitfähigkeitswerte aller Salzlacken gemessen. Zudem ist klar erkennbar, dass nicht nur der Albersee, sondern auch die Neubruchlacke im Jahre 1993 deutlich höhere Salzgehalte aufwiesen als der Oberer Stinkersee und die Janischlacke. Noch dazu wurde 1993 die höchste Leitfähigkeit an der Neubruchlacke im September gemessen: zum Vergleich mit dem selben Messzeitpunkt 2019: 17500 μ S gegenüber 269 μ S.

10) Man kann also annehmen, dass die Wasserführung der Lacken, insbesondere das frühe Trockenfallen und die folgende lange Trockenphase Ende des Frühjahrs ursächlich mit dem Phänomän zu tun haben, dass sich die Salzkonzentration im Oberboden ausdünnt, indem das Salz durch den Niederschlag ausgewaschen wird, und an diesen „gestörten“ Lacken im späteren Jahresverlauf aus dem Untergrund, in welcher Tiefe es sich auch immer befinden mag, auch nicht mehr an die Bodenoberfläche nachgeliefert wird. Aus den eigenen Daten von 2019 kann man deutlich erkennen, dass alle vier Lacken zu irgendeinem Zeitpunkt von einer derartigen Ausdünnung des Salzgehaltes im Oberboden betroffen waren, am längsten im Jahr offensichtlich der Albersee und die Neubruchlacke, die selbst im Frühjahr auch nicht mehr annähernd jene Werte von 1993 erreichten, und am wenigsten die Janischlacke, die sowohl im Frühjahr als auch im Sommer hohe Salzkonzentrationen zeigte und erst im September nachweislich von der Ausdünnung der Salzkonzentration im Oberboden betroffen war.

11) Aus den oben angeführten Punkten wollen wir folgende Schlussfolgerung ziehen:

Grundsätzlich handelt es sich bei allen vier Lacken noch um echte Sodalacken, da zumindest im Frühjahr nennenswerte Leitfähigkeitswerte gemessen wurden. Unter jenen Lacken, die früh austrocknen, ist der Grundwasserpegel vermutlich geringer als an jenen Lacken, die länger Wasser führend sind. In diesen trocken gefallen Lacken führen Niederschläge stets zu einer Ausdünnung und Auswaschung der Salze im Oberboden. Dieses Salz kann aber bei Lacken, die über weiter fallendem Grundwasserpegeln (Rückkoppelungseffekte der Wasserentnahme für die landwirtschaftlichen Bewässerungsmaßnahmen) liegen, nicht mehr kapillar aufsteigen. Zwischenzeitliche sommerliche Starkregenereignisse oder länger anhaltende Niederschläge halten diesen „salzfreien“ Zustand aufrecht, weil selbst das wenig noch vorhandene Salz so sukzessive aus dem Lackenoberboden ausgeschwemmt wird, sodass der salzfreie Zustand bis zum Ende des Jahres anhält. Erst mit dem Ende der landwirtschaftlichen Wassernutzung, also erst spät im Jahr, spätestens im Winter, kann sich das Grundwasser wieder erholen und so zeigen sich zum Glück immer noch, selbst bei den stark gestörten Lacken, zumindest im Frühjahr wieder die für die Salzlacken charakteristischen hohen Salzgehalte.

Für die Organismen, die allerdings auf das Salz während der sommerlichen Austrocknungsperioden angewiesen sind, also auf das Salz, das aus dem Untergrund über das ganze Jahr hinweg nachgeliefert wird, ist diese gegenwärtige Situation eine Katastrophe.

Tab. 16: Werte der Leitfähigkeit in μS .

Datum der Messung	Albersee (ABS)	Oberer Stinkersee (OSS)	Janischlacke (HLL)	Neubruchlacke (GNL)
08.03.2019	2540	4160	4130	2040
21.03.2019	3500	4890	4940	2580
01.04.2019	7450	6360	6340	3860
04.04.2019		7620	7110	4860
08.04.2019		7360	7030	5060
12.04.2019		8400	7290	4950
18.04.2019		10320	8650	8390
23.04.2019		14600	10470	
25.04.2019		16160	11080	
30.04.2019			18110	
03.05.2019			16700	
07.05.2019			12710	
15.05.2019	650	4250	5230	1770
31.05.2019	930	3590	5070	1160
17.06.2019			16210	
24.06.2019	570	2190	7910	1350
Datum der Bodenprobe	Zone A	Zone A	Zone A	Zone A
27.05.2019	305	1002	4706	280
15.07.2019	492	1238	5373	426
10.09.2019	193	921	661	269
Datum der Bodenprobe	Zone A	Zone A	Zone A	Zone A
28.05.1993	21250	6500	8333	7916
13.07.1993	19750	11833	13250	16416
10.09.1993	15166	6500	12083	17500
Bodenkorngroße	Zone A	Zone A	Zone A	Zone A
Kies [%]	0	0	1	3
Sand	86	28	62	72
Schluff	8	38	28	17
Ton	6	34	9	8

Die nächste Frage, die wir daher beantworten wollen ist, ob sich diese Veränderungen der Umweltbedingungen an den Salzlacken auf Pflanzengesellschaften und **die Spinnen- und Laufkäfer** ausgewirkt haben und falls ja, in welchem Ausmaß sie sich qualitativ und quantitativ beobachten und nachweisen lassen?

Spinnen

Faunistik: Arten und Individuen

Im Jahre 2019 wurde während der drei Untersuchungsperioden in den 60 Untersuchungsflächen insgesamt 91 Spinnenarten mit 2702 Individuen aus 18 Familien gefangen (Tab. 17). Im Jahre 1993 waren es 119 Arten mit 6998 Individuen aus 18 Familien. Das bedeutet, um 23,5% weniger Arten und um 61,4% weniger Individuen im Jahre 2019 gegenüber 1993.

In beiden Jahren zusammen wurden Arten aus 19 Familien nachgewiesen, davon in 17 Familien gemeinsam, und jeweils in einer Familie nur in einem Jahr: Dysderidae 1993 und Pisauridae 2019. Auffällig ist, dass bei den Lycosiden die Anzahl der Arten mit 21 gleich geblieben ist, die Anzahl der Individuen aber um genau zwei Drittel (66,6%) gesunken ist. Ein Rückgang der Individuenzahlen des Jahres 1993 ist in den meisten Familien zu beobachten, einzig bei den Zodariidae gab es einen deutlichen Anstieg in der Individuenzahl im Jahre 2019. Die Änderungen bzw. Abnahmen der Artenzahlen sind weniger deutlich als jene der Individuenzahlen, allerdings gibt es auch hier Ausnahmen, wie etwa bei den Linyphiidae, bei denen im Jahre 2019 um rund 43% weniger Arten gefunden wurden als 1993; und ein 40%-iger Artenrückgang ist auch bei den Salticidae festzustellen.

Tab. 17: Anzahl der Arten und Individuen der einzelnen Familien der Jahre 1993 und 2019.

Familie	Arten 1993	Arten 2019	Individuen 1993	Individuen 2019
Araneidae	2	1	3	1
Clubionidae	2	1	5	1
Dictynidae	2	2	90	9
Dysderidae	1		1	
Gnaphosidae	17	16	545	353
Hahniidae	2	1	9	1
Linyphiidae	35	20	1073	368
Liocranidae	2	2	7	5
Lycosidae	21	21	4874	1629
Miturgidae	3	2	4	2
Philodromidae	5	4	25	26
Phrurolithidae	1	1	22	5
Pisauridae		1		5
Salticidae	10	6	52	32
Tetragnathidae	2	1	67	10
Theridiidae	6	3	37	22
Thomisidae	6	7	178	70
Titanoecidae	1	1	1	3
Zodariidae	1	1	5	160
Gesamt	119	91	6998	2702

Insgesamt wurden in beiden Jahren 136 Arten gefunden. Davon konnten 74 Arten sowohl 1993 als auch 2019 nachgewiesen werden (Tab. 18); 45 Arten wurden ausschließlich 1993 (Tab. 19), und 17 Arten ausschließlich 2019 nachgewiesen (Tab. 20) .

Tab. 18: Anzahl der Nachweise in den 60 Untersuchungsflächen jener Arten, die sowohl 1993 als auch 2019 gefunden wurden; in fett markiert jene Arten, deren Stetigkeit in den Untersuchungsflächen 2019 gegenüber 1993 zugenommen hatten;

Araneae	1993	2019
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	58	50
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	40	26
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	36	19
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	36	18
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	35	17
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	34	11
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	33	11
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	31	11
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	30	14
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	26	20
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	25	20
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	22	29
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	22	14
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	22	8
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	20	33
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	20	2
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	19	14
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	17	26
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	17	4
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	15	6
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	13	13
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	13	10
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	13	10
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	13	6
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	12	20
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	12	19
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	12	9
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	12	7
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	11	10
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	11	9
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	10	14
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	10	13
<i>Dactylopisthes digiticeps</i> (Simon, 1881)	10	4
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	10	1
<i>Syedra apetonensis</i> Wunderlich, 1992	8	2
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	7	6
<i>Micaria albovittata</i> (Lucas, 1846)	7	5
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	6	14
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	6	6
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	6	5
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	5	4
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	5	2
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	5	2
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	4	3
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	4	3
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	3	5
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	3	3
<i>Euryopsis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	3	2
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	3	2
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	3	2
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	2	17
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	2	10

<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	2	5
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	2	3
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	2	2
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	2	1
<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	2	1
<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	2	1
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	2	1
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	2	1
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	1	6
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	1	5
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	1	4
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	1	3
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	1	2
<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	1	2
<i>Tallusia vindobonensis</i> (Kulczyński, 1898)	1	2
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	1	1
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	1	1
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	1	1
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	1	1
<i>Titanoeca schineri</i> L. Koch, 1872	1	1
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1955	1	1
<i>Zora parallela</i> Simon, 1878	1	1

Von den 74 in beiden Untersuchungsjahren nachgewiesenen Arten, war die Wolfspinne *Pardosa agrestis* jeweils die stetigste Arten der 60 Untersuchungsflächen: 1993 wurde sie sogar in 58 Untersuchungsflächen gefunden, 2019 immerhin auch noch in 50 Untersuchungsflächen. 55 Arten wurden 1993 in mehr oder gleich viel Untersuchungsflächen gefunden als 2019; umgekehrt ausgedrückt: 19 der 74 in beiden Jahren vorkommenden Arten wurden 2019 in mehr Untersuchungsflächen nachgewiesen als 1993.

Tab. 19: Anzahl der Nachweise in den 60 Untersuchungsflächen jener Arten, die ausschließlich 2019 gefunden wurden

Araneae	2019
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	10
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	8
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	6
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	5
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	4
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	4
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	2
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	2
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	2
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	2
<i>Clubiona diversa</i> O. P.-Cambridge, 1862	1
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	1
<i>Neoscona adianta</i> (Walckenaer, 1802)	1
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	1
<i>Pardosa bifasciata</i> (C. L. Koch, 1834)	1
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	1
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	1

Tab. 20: Anzahl der Nachweise in den 60 Untersuchungsflächen jener Arten, die ausschließlich 1993 gefunden wurden

Araneae	1993
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	22
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	19
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	14
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	10
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	7
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	5
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	5
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	4
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	4
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	4
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841)	3
<i>Clubiona neglecta</i> O. Pickard-Cambridge, 1862	2
<i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867	2
<i>Hypsosinga heri</i> (Hahn, 1831)	2
<i>Oedothorax fuscus</i> (Blackwall, 1834)	2
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket & Millidge, 1953	2
<i>Talavera aperta</i> (Miller, 1971)	2
<i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)	2
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	2
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	2
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	2
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878	2
<i>Micrargus subaequalis</i> (Westring, 1851)	2
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	1
<i>Agyneta simplicatarsis</i> (Simon, 1884)	1
<i>Alopecosa schmidti</i> (Hahn, 1835)	1
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	1
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	1
<i>Ceratinella brevipes</i> (Westring, 1851)	1
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	1
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczyński, 1897	1
<i>Erigonoplus globipes</i> (L. Koch, 1872)	1
<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	1
<i>Gongylidiellum murcidum</i> Simon, 1884	1
<i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832)	1
<i>Hypsosinga pygmaea</i> (Sundevall, 1831)	1
<i>Mendoza canestrinii</i> (Ninni, 1868)	1
<i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778)	1
<i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802)	1
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	1
<i>Sibianor aurocinctus</i> (Ohlert, 1865)	1
<i>Silometopus bonessi</i> Casemir, 1970	1
<i>Talavera thorelli</i> (Kulczyński, 1891)	1
<i>Tapinocyboides pygmaeus</i> (Menge, 1869)	1
<i>Walckenaeria capito</i> (Westring, 1861)	1

Wenn man die Arten, die ausschließlich 1993 gefunden wurden, mit jenen Arten, die ausschließlich 2019 gefunden wurden, hinsichtlich ihrer Anzahl, der Anzahl Roter Liste Arten, der Anzahl der Arten der sechs Habitataffinitätsgruppen und der drei Ausbreitungsgruppen vergleicht, so zeigen sich zwei signifikante Unterschiede:

(i) Betrachtet man die Gesamtanzahl von 62 Arten (45+17) in beiden Jahren, und deren Verteilung in den zwei Jahren in Bezug zu einer gleichen Verteilung (31+31), so ergibt sich ein signifikanter Unterschied (Chi-square = 6,6623; P = 0,00947). Mit anderen Worten, die Anzahl der verschwundenen Arten ist signifikant höher als jene der neu hinzugekommenen Arten; es handelt sich also nicht um einen zufälligen Unterschied!

(ii) Der zweite Unterschied zeigt sich in der Habitatsaffinitätskategorie Gw (grasland wet), also bei jenen Arten, die ihren Habitatschwerpunkt in Nasslebensräumen, wie Mooren und Sümpfen, haben. In dieser Kategorie wurden im Jahre 1993 14 Arten nachgewiesen, die 2019 nicht mehr nachgewiesen werden konnten; und was besonders auffällt: keine einzige Art dieser Habitatkategorie kam im Jahre 2019 neu zum Artenspektrum hinzu. Vergleicht man nun die 14 Arten aus der Habitataffinitätskategorie Gw des Jahres 1993 mit den null Arten des Jahres 2019 in Bezug zur jeweiligen Gesamtzahl von 45 bzw. 17 Arten der Jahre 1993 und 2019, so zeigt sich ein signifikanter Unterschied (Fisher exact test, P = 0,0308), das heißt der Verlust von Arten in der Habitatsaffinitätskategorie Gw (grasland wet) ist nicht zufällig.

Zusammenfassend kann man also sagen, dass Artenzahl und Anzahl der „Nässezeiger“ im Jahre 2019 signifikant geringer waren als 1993. Insbesondere der Verlust von 14 Arten der Habitatkategorie Gw ist alarmierend!

Rote Liste Arten

Insgesamt wurden 30 Rote Liste Arten in den Untersuchungsjahren 1993 und 2019 nachgewiesen (Tab. 21); davon 18 in beiden Jahren, 9 ausschließlich 1993 und 3 ausschließlich 2019. Zwischen den Jahren gibt es weder signifikante Unterschiede in der Anzahl der Rote Liste Arten, noch in deren Anteil im jeweiligen Artenspektrum.

Tab. 21: Präsenz (1) und Absenz (0) von Rote Liste Arten in den Untersuchungsjahren 1993 und 2019.

Rote Liste Arten	1993	2019
<i>Alopecosa mariaae</i> (Dahl, 1908)	1	1
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	1	1
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	1	1
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	1	1
<i>Dactylopiastes digiticeps</i> (Simon, 1881)	1	1
<i>Euryopsis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	1	1
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	1	1
<i>Micaria albobittata</i> (Lucas, 1846)	1	1
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	1	1
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	1	1
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	1	1
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	1	1
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	1	1
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	1	1
<i>Tallusia vindobonensis</i> (Kulczyński, 1898)	1	1
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	1	1
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1955	1	1
<i>Zora parallela</i> Simon, 1878	1	1
<i>Alopecosa schmidtii</i> (Hahn, 1835)	1	0
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841)	1	0
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	1	0
<i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867	1	0
<i>Hypsosinga pygmaea</i> (Sundevall, 1831)	1	0
<i>Mendoza canestrinii</i> (Ninni, 1868)	1	0
<i>Silometopus bonessi</i> Casemir, 1970	1	0
<i>Talavera aperta</i> (Miller, 1971)	1	0
<i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)	1	0
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	0	1
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	0	1
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	0	1

Habitataffinität

Die in den Jahren 1993 und 2019 nachgewiesenen 136 Spinnenarten verteilten sich auf die sechs Habitataffinitäts-Kategorien wie folgt (Tab. 22): A: 14, Gd: 49, Gm: 22, Gs: 9, Gw: 25 und W: 17.

Tab. 22: Liste der Spinnenarten und Zuordnung in sechs Kategorien entsprechend ihrer Habitataffinität:

Araneae	Habitat Kategorie	Habitat Category	Hab Cat	Hab Code
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Bathypantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal areas	A	1
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	H+I: Offenland agrarisches-ruderal	Arable land + Ruderal Areas	A	1
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Agyneta simplicitaris</i> (Simon, 1884)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Alopecosa schmidtii</i> (Hahn, 1835)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Clubiona diversa</i> O. P.-Cambridge, 1862	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Clubiona neglecta</i> O. Pickard-Cambridge, 1862	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Drassyllus praefficus</i> (L. Koch, 1866)	E1: Offenland trocken- warm (dry)	Grassland dry	Gd	2

<i>Erigonoplus globipes</i> (L. Koch, 1872)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Euryopis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Micaria albovittata</i> (Lucas, 1846)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Ozyptila clavata</i> (Walckenaer, 1837)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Pardosa bifasciata</i> (C. L. Koch, 1834)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Sibianor aurocinctus</i> (Ohlert, 1865)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Silometopus bonessi</i> Casemir, 1970	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Talavera aperta</i> (Miller, 1971)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Talavera thorelli</i> (Kulczyński, 1891)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Tapinocyboides pygmaeus</i> (Menge, 1869)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Titanoeca schineri</i> L. Koch, 1872	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1955	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2
<i>Zora parallela</i> Simon, 1878	E1: Offenland trockenwarm (dry)	Grassland dry	Gd	2

<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Micrargus subaequalis</i> (Westring, 1851)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Palliduphantes pilichi</i> (Kulczyński, 1915)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Walckenaeria capito</i> (Westring, 1861)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	E2: Offenland typisch (mesic)	Grassland mesic	Gm	3
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Dactylopiastes digiticeps</i> (Simon, 1881)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	E6.2: Salzlebensräume	Grassland saline	Gs	4
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5

<i>Ceratinella brevipes</i> (Westring, 1851)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Gongylidiellum murcidum</i> Simon, 1884	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Hypsosinga heri</i> (Hahn, 1831)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Hypsosinga pygmaea</i> (Sundevall, 1831)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Mendoza canestrinii</i> (Ninni, 1868)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Oedothorax fuscus</i> (Blackwall, 1834)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket & Millidge, 1953	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Tallusia vindobonensis</i> (Kulczyński, 1898)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)	D+E3: Offenland feuchtnass + Moore (wet)	Grassland wet (+ Mires)	Gw	5
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczyński, 1897	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Neoscona adianta</i> (Walckenaer, 1802)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6

<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	G+X: Wald, Waldrand, Waldweiden	Woodland	W	6

Für die Auswertungen der sechs Habitataffinitäts-Kategorien A (arable land + ruderal areas), Gd (grassland dry), Gm (grassland mesic), Gs (grassland saline), Gw (grassland wet + mires, bogs and fens) und W (woodland) (siehe Tab. 22) wurden für jede der 60 Untersuchungsflächen in den zwei Untersuchungsjahren die jeweiligen Anteile der Arten einer jeden Kategorie in Bezug zur Gesamtartenzahl der jeweiligen Untersuchungsfläche in Prozent (%) berechnet.

Für den statistischen Vergleich wurden die Untersuchungsflächen nach Jahr und Zone in Grundgesamtheiten = Testgruppen eingeteilt: Aus den entsprechenden Zahlencodes (Jahr 1993 = 1, Jahr 2019 = 2; Zone A = 1, Zone B = 2, Zone C = 3) ergeben sich sechs Kombinationen:

- Testgruppe 11 = Jahr 1993, Zone A,
- Testgruppe 12 = Jahr 1993, Zone B,
- Testgruppe 13 = Jahr 1993, Zone C,
- Testgruppe 21 = Jahr 2019, Zone A,
- Testgruppe 22 = Jahr 2019, Zone B,
- Testgruppe 23 = Jahr 2019, Zone C;

Im Folgenden werden nur die signifikanten Ergebnisse präsentiert:

In Zone A hat der Anteil der Gd-Arten signifikant zugenommen (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,001$) und der Anteil der Gw-Arten abgenommen (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,001$) (Tab. 23).

In Zone B hat der Anteil der Gd-Arten ebenfalls signifikant zugenommen (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,001$), während sowohl der Anteil der Gs-Arten (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,001$), als auch wiederum der Gw-Arten (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,009$) signifikant abgenommen hat. Mit anderen Worten, der Anteil der Trockenzeiger nahm zu, die Anteile von Salz- und Nässezeigern nahmen ab (Tab. 24).

Auch in Zone C hat der Anteil der Gd-Arten signifikant zugenommen (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,006$), während der Anteil der Gm-Arten (Arten des mesophilen Graslands, typische Gründlandarten) ebenso signifikant abgenommen hat (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,033$) wie jener der Gs-Arten (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,009$) (Tab. 25). Somit zeigt sich auch in den C-Zonen eine signifikante Verschiebung im Artenspektrum, hier von den mesophilen Spinnen, hin zu den xerothermophilen Arten. Offensichtlich sind von dieser Verschiebung auch Salzarten betroffen, die aus den Salzflächen in die benachbarten Lackenufer ausstrahlen bzw. umgekehrt von weniger Salz beeinflussten

Lackenufern während der Austrocknungsperiode in die offenen Salzflächen vordringen können. Deren Anteil im Artenspektrum ist jedenfalls in der C-Zone im Jahre 2019 signifikant geringer geworden.

Tab. 23: Zone A, Teststatistiken

	Teststatistiken ^a					
	A1 Proz	Gd2 Proz	Gm3 Proz	Gs4 Proz	Gw5 Proz	W6 Proz
Mann-Whitney-U-Test	197,500	65,500	195,000	156,500	85,500	181,500
Wilcoxon-W	407,500	275,500	405,000	366,500	295,500	391,500
U	-,068	-3,681	-,159	-1,181	-3,116	-,806
Asymp. Sig. (2-seitig)	,946	,000	,874	,237	,002	,421
Exakte Sig. [2*(1-seitige Sig.)]	,947 ^b	,000 ^b	,904 ^b	,242 ^b	,001 ^b	,620 ^b

a. Gruppierungsvariable: JahrZoneCode

b. Nicht für Bindungen korrigiert.

Tab. 24: Zone B, Teststatistiken

	Teststatistiken ^a					
	A1 Proz	Gd2 Proz	Gm3 Proz	Gs4 Proz	Gw5 Proz	W6 Proz
Mann-Whitney-U-Test	175,500	63,000	172,500	72,000	104,000	126,000
Wilcoxon-W	385,500	273,000	382,500	282,000	314,000	336,000
U	-,665	-3,710	-,749	-3,467	-2,612	-2,737
Asymp. Sig. (2-seitig)	,506	,000	,454	,001	,009	,006
Exakte Sig. [2*(1-seitige Sig.)]	,512 ^b	,000 ^b	,461 ^b	,000 ^b	,009 ^b	,046 ^b

a. Gruppierungsvariable: JahrZoneCode

b. Nicht für Bindungen korrigiert.

Tab. 25: Zone C, Teststatistiken

	Teststatistiken ^a					
	A1 Proz	Gd2 Proz	Gm3 Proz	Gs4 Proz	Gw5 Proz	W6 Proz
Mann-Whitney-U-Test	186,500	99,000	121,500	105,500	175,000	189,000
Wilcoxon-W	396,500	309,000	331,500	315,500	385,000	399,000
U	-,366	-2,736	-2,127	-2,888	-,691	-,322
Asymp. Sig. (2-seitig)	,715	,006	,033	,004	,489	,748
Exakte Sig. [2*(1-seitige Sig.)]	,718 ^b	,006 ^b	,033 ^b	,009 ^b	,512 ^b	,779 ^b

a. Gruppierungsvariable: JahrZoneCode

b. Nicht für Bindungen korrigiert.

Spinnen-Indikatorwerte

Für 111 der 136 Arten werden in Entling et al (2007) Indikatorwerte angegeben, d.h. für 25 Arten gibt es keine Angaben zu Beschattung und Trockenheit (Tab. 26). Ein Grund dafür ist die Seltenheit einzelner Arten, ein anderer Grund ist aber auch die Tatsache, dass es sich bei den von Entling et al. (2007) analysierten 244 Datensätzen vornehmlich um mitteleuropäische Spinnengemeinschaften handelte. Dadurch sind Daten aus südöstlichen Regionen, zu denen auch das Pannonikum in Ostösterreich zählt, schlichtweg unterrepräsentiert. Darunter fallen naturgemäß für den Seewinkel so bedeutsame Arten wie *Dactylopiastes digiticeps* (Simon, 1881), *Lycosa singoriensis* (Laxmann, 1770), *Pardosa cribrata* Simon, 1876 oder die im Seewinkel endemische *Syedra apetlonensis* Wunderlich, 1992.

Glücklicherweise kamen in allen 120 Untersuchungsflächen der Jahre 1993 und 2019 Spinnenarten mit entsprechenden Indikatorwerten vor (Tab. 27).

Tab. 26: Indikatorarten für Beschattung und Trockenheit (Werte aus Entling et al. 2007, Appendix I)

Araneae	Beschattung	Trockenheit
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	-0,43	1,66
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	-0,64	0,04
<i>Agyneta simplicatarsis</i> (Simon, 1884)	-0,28	1,54
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	-0,38	1,86
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	-0,45	0,22
<i>Alopecosa schmidti</i> (Hahn, 1835)	-0,72	2,69
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841)	-0,52	-0,73
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	0,02	-1,07
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	-1,11	-0,34
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	-0,59	2,63
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	-1,09	-0,49
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	-0,61	0,76
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	-1,55	-1,91
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	-1,05	0,68
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	-0,93	2,21
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	-0,51	0,74
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	-0,37	-0,51
<i>Ceratinella brevipes</i> (Westring, 1851)	-0,6	-0,85
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	0,41	-0,15
<i>Clubiona diversa</i> O. P.-Cambridge, 1862	-0,1	0,96
<i>Clubiona neglecta</i> O. Pickard-Cambridge, 1862	-0,62	0,95
<i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867	-0,48	0,47
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	0,07	-0,27
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	-0,55	1,13
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	-0,17	1,64
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	-0,83	-0,46
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	-0,27	1,71
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	-0,77	0,61
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	-1,36	-1,42
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	-0,47	-0,42
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	-0,69	-0,32
<i>Erigonoplus globipes</i> (L. Koch, 1872)	-0,74	1,63
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	-0,18	0,54
<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	0	0,73

<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	-0,79	-1,04
<i>Gongylidiellum murcidum</i> Simon, 1884	-0,76	-0,9
<i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841)	-0,71	0,93
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	-0,51	1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	0	1,14
<i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832)	-0,96	0,78
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	-0,62	0,03
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	-0,76	-0,11
<i>Micrargus subaequalis</i> (Westring, 1851)	-0,82	0,03
<i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778)	-1,09	0,07
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	0,15	-0,46
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	-0,88	-0,48
<i>Oedothorax fuscus</i> (Blackwall, 1834)	-0,81	-0,79
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	-0,41	1,27
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	-0,44	2,32
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	-0,58	1,53
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	-1,02	0,07
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	-0,54	-0,58
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	-0,55	0,01
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	-0,01	1,19
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	-1,16	-0,41
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	-0,28	2,38
<i>Pardosa bifasciata</i> (C. L. Koch, 1834)	-0,54	2,52
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	-0,95	-0,24
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	-0,85	-0,27
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	-0,85	-0,58
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	-0,57	-0,07
<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	-1,03	-0,35
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	-0,52	1,6
<i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802)	0,24	0,66
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	0,34	-0,06
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	-0,98	0,8
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	-0,47	0,28
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	-0,74	-0,86
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	-0,04	-0,48
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	-0,66	-0,38
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	-0,46	0,31
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket & Millidge, 1953	-0,59	-0,46
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	-0,15	0,08
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	-0,68	-0,44
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	-0,86	-0,85
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	-0,96	2,46
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	-0,25	0,56
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	-0,79	-0,38
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	0,46	-0,22
<i>Sibianor aurocinctus</i> (Ohlert, 1865)	-0,63	1,25
<i>Silometopus bonessi</i> Casemir, 1970	-1,12	1,34
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	-1,08	-0,55
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	-0,96	2,46
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	-0,9	0,63
<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	0	0,46
<i>Talavera aequipipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	-0,51	1,08
<i>Talavera aperta</i> (Miller, 1971)	-0,57	1,56
<i>Talavera thorelli</i> (Kulczyński, 1891)	0,39	1,68
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	-0,13	-0,75
<i>Tapinocyboides pygmaeus</i> (Menge, 1869)	-0,27	2,19

<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	-0,39	-0,32
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	-1,14	1,64
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	-0,3	0,03
<i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)	-0,36	0,07
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	-0,37	0,39
<i>Titanoeca schineri</i> L. Koch, 1872	-0,3	2,27
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	-0,22	1,14
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1955	-1,68	0,51
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	-0,23	1,8
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	-0,75	-0,27
<i>Walckenaeria capito</i> (Westring, 1861)	1	-0,34
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	-0,9	-0,5
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	-1,01	0,29
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	-0,67	0,23
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	-0,83	0,21
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	-0,65	1,71
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	-0,57	0,64
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	-0,42	1,1
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	-0,77	0,54
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	0,69	0,49
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	0,15	0,05
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	k.A.	k.A.
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	k.A.	k.A.
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronstedt, 1997)	k.A.	k.A.
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	k.A.	k.A.
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	k.A.	k.A.
<i>Dactylopisthes digiticeps</i> (Simon, 1881)	k.A.	k.A.
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczyński, 1897	k.A.	k.A.
<i>Euryopsis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	k.A.	k.A.
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	k.A.	k.A.
<i>Hypsosinga heri</i> (Hahn, 1831)	k.A.	k.A.
<i>Hypsosinga pygmaea</i> (Sundevall, 1831)	k.A.	k.A.
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	k.A.	k.A.
<i>Mendoza canestrinii</i> (Ninni, 1868)	k.A.	k.A.
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	k.A.	k.A.
<i>Micaria albovittata</i> (Lucas, 1846)	k.A.	k.A.
<i>Neoscona adianta</i> (Walckenaer, 1802)	k.A.	k.A.
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	k.A.	k.A.
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	k.A.	k.A.
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	k.A.	k.A.
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	k.A.	k.A.
<i>Tallusia vindobonensis</i> (Kulczyński, 1898)	k.A.	k.A.
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	k.A.	k.A.
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	k.A.	k.A.
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878	k.A.	k.A.
<i>Zora parallela</i> Simon, 1878	k.A.	k.A.

Tab. 27: Anzahl der Indikatorarten in den 120 Untersuchungsflächen der Jahre 1993 und 2019

Indikatorarten	Untersuchungsflächen
1	2
2	2
3	2
4	3
5	8
6	6
7	5
8	9
9	11
10	8
11	9
12	11
13	4
14	7
15	5
16	8
17	4
18	8
19	1
21	1
22	1
24	4
26	1

Betrachtet man den *Beschattungs-Offenheits-Gradienten*, dann haben 2019 sowohl in der Zone A (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,010$), als auch in der Zone B die Indikatorwerte für Beschattung gegenüber 1993 zugenommen (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,001$). In Zone C gibt es keine signifikanten Unterschiede (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,738$). Vermutlich ist dies ein Hinweis für Veränderungen in der Vegetationsstruktur in diesen beiden Zonen des Lackeninneren aufgrund von Sukzession zwischen den Jahren 1993 und 2019 (siehe Kapitel „Umweltparameter“).

Hinsichtlich des mit dem Beschattungs-Offenheit-Gradienten unkorrelierten Trockenheits-Feuchtigkeits-Gradienten zeigt sich ein ähnliches Bild, d.h. eine signifikante Zunahme der Indikatorwerte für mehr Trockenheit (=weniger Feuchtigkeit) im Jahr 2019 gegenüber 1993 sowohl in Zone A (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,001$), als auch in Zone B (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,002$), während in Zone C keine signifikanten Unterschiede festzustellen sind (Mann-Whitney U-Test, $P < 0,183$). Damit bestätigen die Indikatorwerte für Trockenheit auch das Ergebnis der Analysen zur Habitataffinität, in denen sich insbesondere zeigte, dass die Anteile der Nässezeiger signifikant abgenommen haben, und deren Rückgang somit ursächlich für die Verschiebung der Indikatorwerte der einzelnen Spinnengemeinschaften in Richtung höherer Trockenheit verantwortlich ist.

Ausbreitungsvermögen

Für jede Untersuchungsfläche der Jahre 1993 und 2019 wurden die vorkommenden Arten in eine der drei „dispersal groups“ eingeteilt, danach wurde der Anteil jeder „dispersal group“ berechnet und schließlich für jede „dispersal group“ Unterschiede zwischen den Jahren getrennt nach den drei Zonen mittels Mann-Whitney U-Tests berechnet (Tab. 28).

Tab. 28: Einteilung der Familien im Hinblick des Ausbreitungsvermögens ihrer Arten in 3 „dispersal groups“ (siehe Kapitel: Material & Methode)

Familia	Dispersal Group
Araneidae	2
Clubionidae	3
Dictynidae	3
Dysderidae	3
Gnaphosidae	3
Hahniidae	3
Linyphiidae	1
Liocranidae	3
Lycosidae	2
Miturgidae	3
Philodromidae	2
Phrurolithidae	2
Pisauridae	3
Salticidae	2
Tetragnathidae	2
Theridiidae	2
Thomisidae	2
Titanoecidae	3
Zodariidae	3

In Zone A und Zone B zeigten sich in keiner der drei „dispersal groups“ signifikanten Unterschiede im Anteil ihrer Vertreter im jeweiligen Artenspektrum.

Hingegen konnten in Zone C zwei signifikante Unterschiede festgestellt werden: zum einen hat der Anteil von Arten der „dispersal group 1“, also jener Arten mit sehr gutem und gutem Ausbreitungsvermögen, im Jahre 2019 gegenüber 1993 abgenommen (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,049$), wohingegen der Anteil von Arten der „dispersal group 3“, also jener Arten mit sehr schlechtem Ausbreitungsvermögen im Jahre 2019 gegenüber 1993 signifikant zugenommen hat (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,018$). Keine signifikante Unterschiede zeigten sich in Zone C im Anteil der Arten von „dispersal group 2“ (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,149$).

Zielarten

Für die nachfolgenden Auswertungen haben wir die Anzahl der Spinnenarten und Individuen für die Zonen des Lackeninneren (A+B) zusammengefasst. Durch die Unterscheidung der Lackenmulden (A+B) von den Lackenufern (C) können wir nun die Zielarten bzw. -individuen der jeweiligen Bereiche genauer betrachten. Für die Lackenmulden sind dies aus die Salz- und Feuchtgebietsarten (Gs+Gw), für die Lackenufer die xerothermophilen und mesophilen Offenlandarten (Gd+Gm).

Lackenmulden (Zone A+B)

Grundlage für die nachfolgenden Darstellungen der Unterschiede ist Tab. 29.

Tab 29: Anzahl der Arten und Individuen der Salzspinnen (Gs) und Feuchtgebietsspinnen (Gw) in den 20 Lackenmulden (Zone A+B) in den Jahren 1993 (blau) und 2019 (violett).

Lacke 1993	Gs	Gw	Gs+Gw	Arten N	Gs+Gw %	Lacke 2019	Gs	Gw	Gs+Gw	Arten N	Gs+Gw%
ABS	1	5	6	24	25	ABS	1	1	2	17	12
BBL	5	4	9	17	53	BBL	2	0	2	10	20
DSL	6	9	15	26	58	DSL	6	4	10	18	56
FFL	2	4	6	17	35	FFL	1	1	2	14	14
GNL	5	2	7	16	44	GNL	2	1	3	13	23
HLL	5	9	14	31	45	HLL	1	0	1	12	8
KIS	6	4	10	22	45	KIS	3	2	5	17	29
KNL	6	7	13	25	52	KNL	0	4	4	14	29
LSA	3	4	7	12	58	LSA	0	2	2	12	17
LSB	4	3	7	16	44	LSB	1	0	1	16	6
LSO	6	11	17	23	74	LSO	3	2	5	10	50
LSU	8	14	22	41	54	LSU	2	7	9	24	38
MHL	6	5	11	18	61	MHL	2	2	4	11	36
MSL	5	10	15	28	54	MSL	1	2	3	17	18
OBL	5	0	5	10	50	OBL	2	1	3	14	21
OFL	6	4	10	28	36	OFL	3	1	4	15	27
OSS	6	6	12	27	44	OSS	3	3	6	17	35
UFL	4	4	8	19	42	UFL	2	1	3	16	19
USS	6	9	15	24	63	USS	2	5	7	27	26
WTL	5	7	12	26	46	WTL	4	6	10	28	36
Lacke 1993	Gs	Gw	Gs+Gw	Individuen N	Gs+Gw %	Lacke 2019	Gs	Gw	Gs+Gw	Individuen N	Gs+Gw%
ABS	19	29	48	88	55	ABS	2	1	3	50	6
BBL	41	6	47	164	29	BBL	7	0	7	60	12
DSL	45	129	174	265	66	DSL	43	178	221	267	83
FFL	16	13	29	76	38	FFL	1	1	2	37	5
GNL	26	3	29	83	35	GNL	9	1	10	82	12
HLL	39	217	256	368	70	HLL	1	0	1	21	5
KIS	46	9	55	150	37	KIS	45	4	49	117	42
KNL	68	33	101	257	39	KNL	0	11	11	37	30
LSA	3	4	7	36	19	LSA	0	3	3	23	13
LSB	39	5	44	132	33	LSB	5	0	5	137	4
LSO	26	225	251	363	69	LSO	3	3	6	25	24
LSU	120	378	498	695	72	LSU	11	36	47	82	57
MHL	39	19	58	185	31	MHL	3	2	5	19	26
MSL	42	95	137	459	30	MSL	1	25	26	98	27
OBL	37	0	37	96	39	OBL	11	1	12	61	20
OFL	78	15	93	214	43	OFL	9	1	10	62	16
OSS	33	17	50	489	10	OSS	17	7	24	165	15
UFL	17	9	26	152	17	UFL	2	1	3	57	5
USS	42	345	387	561	69	USS	5	39	44	125	35
WTL	53	79	132	332	40	WTL	49	144	193	350	55

Tab. 30: Unterschiede in der Anzahl der Zielarten (Gs+Gw-Arten und -individuen) in den 20 Lackenmulden zwischen 1993 und 2019 (Verluste in rot, Gewinne in grün).

Lacke		
ZoneA+B	Differenz Gs+Gw Arten N	Differenz Gs+Gw Arten &
ABS	-4	-67
BBL	-7	-78
DSL	-5	-33
FFL	-4	-67
GNL	-4	-57
HLL	-13	-93
KIS	-5	-50
KNL	-9	-69
LSA	-5	-71
LSB	-6	-86
LSO	-12	-71
LSU	-13	-59
MHL	-7	-64
MSL	-12	-80
OBL	-2	-40
OFL	-6	-60
OSS	-6	-50
UFL	-5	-63
USS	-8	-53
WTL	-2	-17

Lacke		
ZoneA+B	Differenz Gs+Gw Individuen N	Differenz Gs+Gw Individuen %
ABS	-45	-94
BBL	-40	-85
DSL	+47	+21
FFL	-27	-93
GNL	-19	-66
HLL	-255	100
KIS	-6	-11
KNL	-90	-89
LSA	-4	-57
LSB	-39	-89
LSO	-245	-98
LSU	-451	-91
MHL	-53	-91
MSL	-111	-81
OBL	-25	-68
OFL	-83	-89
OSS	-26	-52
UFL	-23	-88
USS	-343	-89
WTL	+61	+32

Die Artenzahlen der für die Lackenmulden charakteristischen Spinnenarten (Salz- und Feuchtgebietsspinnen) haben quantitativ in allen Lackenmulden zwischen 1993 und 2019 abgenommen (in rot markiert) (Tab. 30). Sowohl was die Artenzahl per se als auch den Prozentsatz dieses Unterschiedes zwischen den beiden Jahren betrifft, ist die Janischlacke (HLL) am stärksten betroffen. In Prozent gemessen liegt der Verlust der Zielarten zwischen 17% (Westliche Wörthenlacke, WTL) und 93% an der bereits erwähnten Janischlacke (HLL).

Betrachtet man die Unterschiede in den Individuenzahlen und Prozentsätzen, so kann man sehen, dass auch hier die Verluste zwischen den Jahren in der Janischlacke (HLL) sogar 100% betragen (von 256 Gs+Gw Individuen im Jahre 1993 auf gerade mal ein einzelnes Gs-Exemplar im Jahre 2019); zugleich muss man aber auch positiv anmerken, dass es an zwei Lacken einen Anstieg zu verzeichnen gab, mit 32% bei der Westlichen Wörthenlacke (WTL) und 21% am Darscho (DSL).

Um diese Unterschiede mit den für die einzelnen Habitatgilden entsprechenden Umweltparametern in Verbindung zu bringen, haben wir die Salzspinnen (Gs) und die Feuchtgebietsspinnen (Gw) getrennt analysiert und sie mit den Unterschieden in den entsprechenden Umweltgradienten korreliert. Als Maß für die Spinnen haben wir den Quotienten aus „Individuen dividiert durch Arten“ verwendet (Abb. 30).

Korrelation in den Unterschieden zwischen Salzspinnen und Salzgradient (Leitfähigkeit) zwischen 1993 und 2019

Die Unterschiede bei den Salzspinnen zwischen den Jahren 1993 und 2019 lassen sich tatsächlich auf die Unterschiede in der Leitfähigkeit zurückführen (Abb. 30). Der positive Zusammenhang besagt, dass die Unterschiede in der Leitfähigkeit (in μS) (hier nur Verluste) mit den Unterschieden bei den Salzspinnen (Gs) (Verluste oder Gewinne) signifikant korreliert sind ($P = 0,035$).

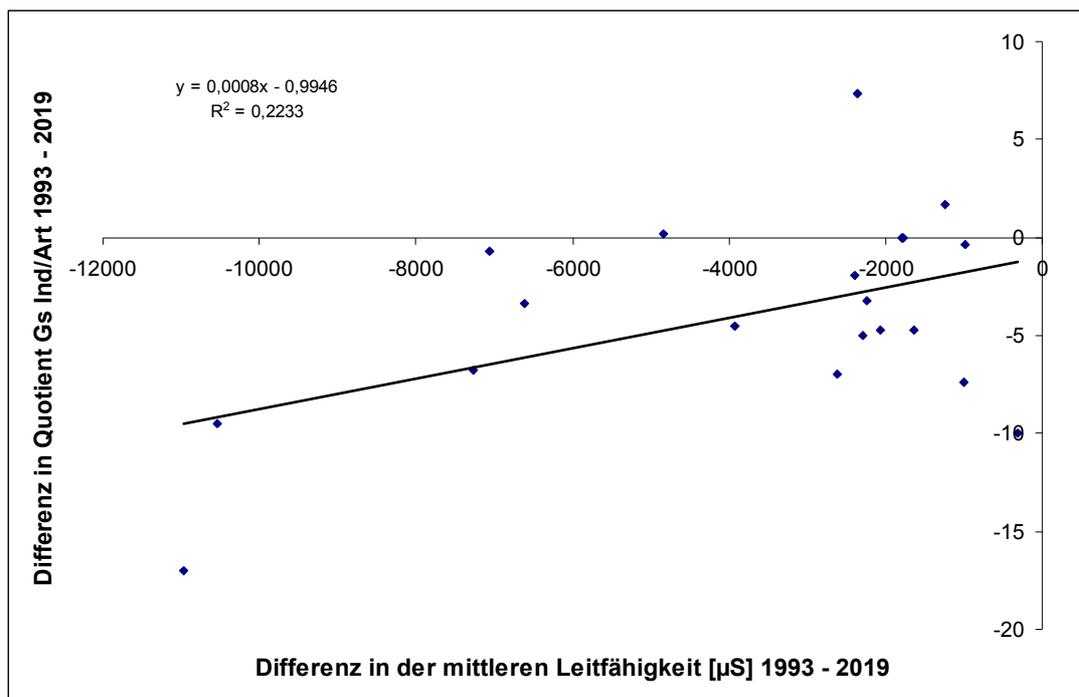


Abb. 30: Korrelation zwischen den Unterschieden bei den Salzspinnen und bei der Leitfähigkeit.

Korrelation in den Unterschieden zwischen Feuchtgebietsspinnen und Feuchtigkeitsgradient (Wassergehalt im Oberboden) zwischen 1993 und 2019

Auch die Unterschiede bei den Feuchtgebietsspinnen zwischen den Jahren 1993 und 2019 lassen sich auf Unterschiede in dem entsprechenden Umweltgradienten, hier dem Wassergehalt des Oberbodens, eindeutig belegen (Abb. 31). Der eindeutig positive Zusammenhang besteht darin, dass die Unterschiede im Wassergehalt (in %) (Verluste oder Gewinne) mit den Unterschieden bei den Feuchtgebietsspinnen (Gw) (Verluste oder Gewinne) signifikant korreliert sind ($P = 0,017$).

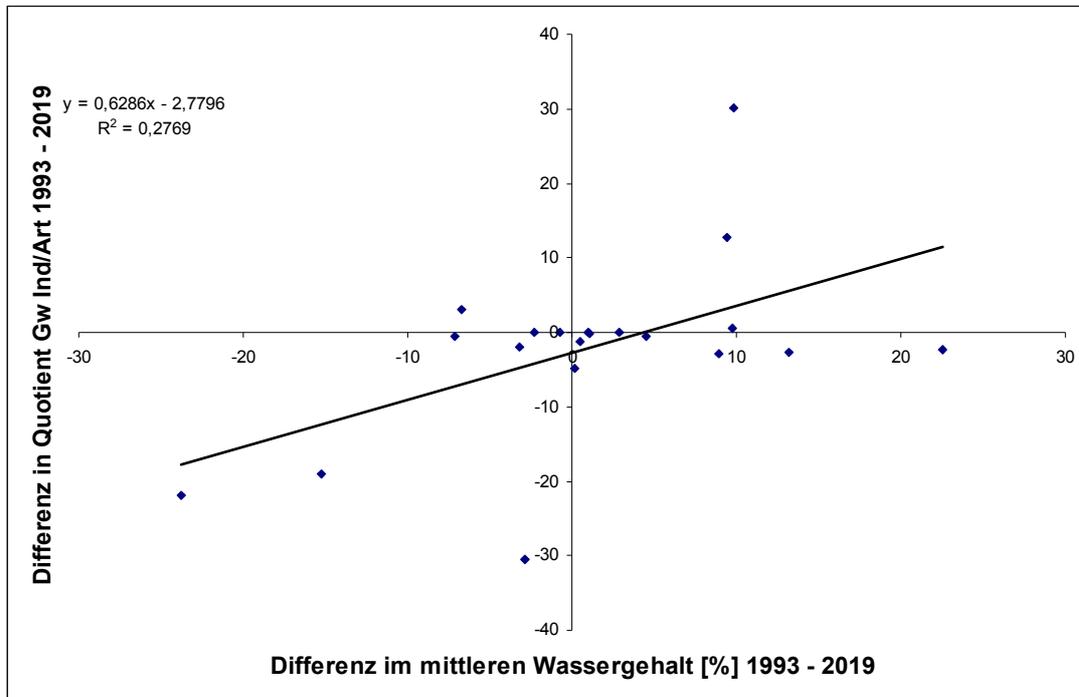


Abb. 31: Korrelation zwischen den Unterschieden bei den Feuchtgebietsspinnen und beim Wassergehalt.

Lackenufer (Zone C)

Um die Unterschiede in den Lackenufern interpretieren zu können, ist es sinnvoll noch einmal auf die Heterogenität der Lackenufer hinsichtlich ihrer Pflanzengesellschaften hinzuweisen (Tab. 31). Vor allem wollen wir hervorheben, dass die aus Sicht des Naturschutzes wertvollsten Trockenrasen des Typs „Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)" lediglich an drei Lacken ausgebildet sind: Neubruchlacke (GNL), Janischlacke (HLL) und Oberer Stinkersee (OSS) wobei es bei letzterem nur mehr um einen sehr kleinen Flecken an der Ostseite des Seedammes handelt.

Tab. 31: Pflanzengesellschaften der 20 untersuchten Lackenufer

Lacke ZoneC	Pflanzengesellschaft 2019
ABS	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschnwingel-Steppe)
BBL	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)
DSL	? (Subhalophiler Rohrschnwingel-Rasen)
FFL	Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)
GNL	Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)
HLL	Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)
KIS	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschnwingel-Steppe)
KNL	Convolvulo-Agropyrion-Gesellschaft (Quecken-Flur)
LSA	Convolvulo-Agropyrion-Gesellschaft (Quecken-Flur) - Übergang zu Juncion gerardii
LSB	? (Stark ruderalisierter Salzschnwingel-Rasen)
LSO	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)
LSU	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)
MHL	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschnwingel-Steppe)
MSL	Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)
OBL	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)
OFL	Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)
OSS	Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)
UFL	Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)
USS	Convolvulo-Agropyrion-Gesellschaft (Quecken-Flur)
WTL	Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschnwingel-Steppe)

Die folgende Tabelle 32 enthält die wesentlichen Daten zu den Spinnen der Lackenufer für den Vergleich der Zielarten (xerothermophile und mesophile Offenlandspinnen) der Jahre 1993 und 2019:

Tab. 32: Anzahl der Arten und Individuen der xerothermophilen (Gd) und mesophilen (Gm) Offenlandspinnen in den 20 Lackenufern (Zone C) in den Jahren 1993 (blau) und 2019 (violett).

Lacke 1993	Gd	Gm	Gd+Gm	Arten N	Gd+Gm %	Lacke 2019	Gd	Gm	Gd+Gm	Arten N	Gd+Gm %
ABS	8	3	11	19	58	ABS	5	1	6	8	75
BBL	7	3	10	16	63	BBL	7	2	9	13	69
DSL	8	7	15	31	48	DSL	2	1	3	13	23
FFL	8	6	14	22	64	FFL	8	2	10	11	91
GNL	6	3	9	12	75	GNL	4	0	4	5	80
HLL	6	5	11	14	79	HLL	4	1	5	6	83
KIS	9	4	13	17	76	KIS	6	1	7	10	70
KNL	6	2	8	12	67	KNL	5	4	9	17	53
LSA	9	3	12	17	71	LSA	4	2	6	7	86
LSB	5	2	7	9	78	LSB	9	2	11	14	79
LSO	3	2	5	26	19	LSO	6	1	7	13	54
LSU	8	5	13	26	50	LSU	9	3	12	20	60
MHL	6	4	10	17	59	MHL	8	3	11	18	61
MSL	5	4	9	16	56	MSL	9	3	12	18	67
OBL	5	4	9	11	82	OBL	11	3	14	16	88
OFL	9	5	14	18	78	OFL	6	3	9	12	75
OSS	9	1	10	13	77	OSS	9	2	11	13	85
UFL	8	4	12	18	67	UFL	8	5	13	18	72
USS	4	3	7	23	30	USS	10	1	11	18	61
WTL	7	1	8	12	67	WTL	6	1	7	10	70
Lacke 1993	Gd	Gm	Gd+Gm	Individuen N	Gd+Gm %	Lacke 2019	Gd	Gm	Gd+Gm	Individuen N	Gd+Gm %
ABS	35	9	44	56	79	ABS	36	3	39	44	89
BBL	15	3	18	31	58	BBL	15	2	17	33	52
DSL	49	16	65	149	44	DSL	3	5	8	63	13
FFL	32	13	45	62	73	FFL	16	2	18	19	95
GNL	12	3	15	23	65	GNL	5	0	5	6	83
HLL	32	7	39	43	91	HLL	21	2	23	24	96
KIS	38	5	43	51	84	KIS	12	1	13	24	54
KNL	20	5	25	93	27	KNL	13	6	19	28	68
LSA	27	4	31	48	65	LSA	6	2	8	9	89
LSB	11	3	14	52	27	LSB	25	3	28	36	78
LSO	6	64	70	244	29	LSO	19	1	20	51	39
LSU	40	14	54	78	69	LSU	29	18	47	59	80
MHL	13	8	21	91	23	MHL	32	3	35	42	83
MSL	7	18	25	257	10	MSL	14	4	18	50	36
OBL	7	6	13	42	31	OBL	12	9	21	35	60
OFL	39	5	44	58	76	OFL	48	4	52	55	95
OSS	45	1	46	75	61	OSS	33	2	35	37	95
UFL	26	4	30	64	47	UFL	19	11	30	41	73
USS	17	9	26	171	15	USS	99	4	103	120	86
WTL	64	1	65	145	45	WTL	40	2	42	51	82

Tab. 33: Unterschiede in der Anzahl der Zielarten (Gs+Gw-Arten und -individuen) in den 20 Lackenmulden zwischen 1993 und 2019 (Verlust in rot, Gewinne in grün), sowie die Differenz im Anteil der Gd+Gm Arten bzw. Individuen im Artenspektrum bzw. Individuenspektrum.

Lacke ZoneC	Differenz Gd+Gm Arten N	Differenz Gd+Gm Arten %	Differenz im Anteil der Gd+Gm Arten im Artenspektrum %
ABS	-5	-45	17
BBL	-1	-10	7
DSL	-12	-80	-25
FFL	-4	-29	27
GNL	-5	-56	5
HLL	-6	-55	5
KIS	-6	-46	-6
KNL	1	11	-14
LSA	-6	-50	15
LSB	4	36	1
LSO	2	29	35
LSU	-1	-8	10
MHL	1	9	2
MSL	3	25	10
OBL	5	36	6
OFL	-5	-36	-3
OSS	1	9	8
UFL	1	8	6
USS	4	36	31
WTL	-1	-13	3

Lacke ZoneC	Differenz Gd+Gm Individuen N	Differenz Gd+Gm Individuen %	Differenz im Anteil der Gd+Gm Individuen im Individuenspektrum %
ABS	-5	-11	10
BBL	-1	-6	-7
DSL	-57	-88	-31
FFL	-27	-60	22
GNL	-10	-67	18
HLL	-16	-41	5
KIS	-30	-70	-30
KNL	-6	-24	41
LSA	-23	-74	24
LSB	14	50	51
LSO	-50	-71	11
LSU	-7	-13	10
MHL	14	40	60
MSL	-7	-28	26
OBL	8	38	29
OFL	8	15	19
OSS	-11	-24	33
UFL	0	0	26
USS	77	75	71
WTL	-23	-35	38

Die Unterschiede in der Anzahl der Zielarten (Gd+Gm) schwankt an den zwanzig Lackenufern zwischen minus 12 (Darscho) und plus 5 (Ochsenbrunnlacke), was sich an diesen Lacken auch in den jeweils höchsten prozentualen Verlusten (80% am Darscho) und Zuwächsen (36% an der Ochsenbrunnlacke) widerspiegelt (Tab. 33). Am Darscho gab es auch die höchsten Verluste bei den Individuenzahlen, wobei diese 57 Spinnen rund 88% des Verlustes repräsentieren. Hingegen gab es am Unteren Stinkersee ein Plus von 77 Individuen, was einer Zunahme von rund 75% im Jahre 2019 gegenüber 1993 entspricht.

Nun wollen wir aber einen Blick auf die dritte Spalte in diesen Tabellen werfen, in der die Unterschiede in den jeweiligen Anteilen der Zielarten im Artenspektrum der untersuchten Jahre dargestellt sind. Die Frage, die wir jetzt stellen ist, ob die Unterschiede bei den Zielarten und Individuen zwischen 1993 und 2019 (Zunahme oder Abnahme) sich in gleicher Weise im Anteil dieser Zielarten im Artenspektrum bzw. Individuenspektrum widerspiegeln?

Auch wenn bei den Zielarten in Abb. 32 ein positiver Zusammenhang erkennbar ist, so ist diese Korrelation nicht signifikant ($P = 0,111$). Bei den Individuen hingegen gibt es eine hohe signifikante Korrelation ($P = 0,001$) (Abb. 33).

Man kann also festhalten, dass die relativen Unterschiede zwischen 1993 und 2019 bei den Zielarten nicht mit deren jeweiligen Anteilen im Artenspektrum zusammenhängen. Bei den Individuen hingegen zeigt sich ein solcher Zusammenhang, und zwar sehr deutlich: überall dort, wo die Gd+Gm Individuen 2019 gegenüber 1993 ab- oder zugenommen haben, haben sich auch deren Anteile im Individuenspektrum in gleicher Weise verändert.

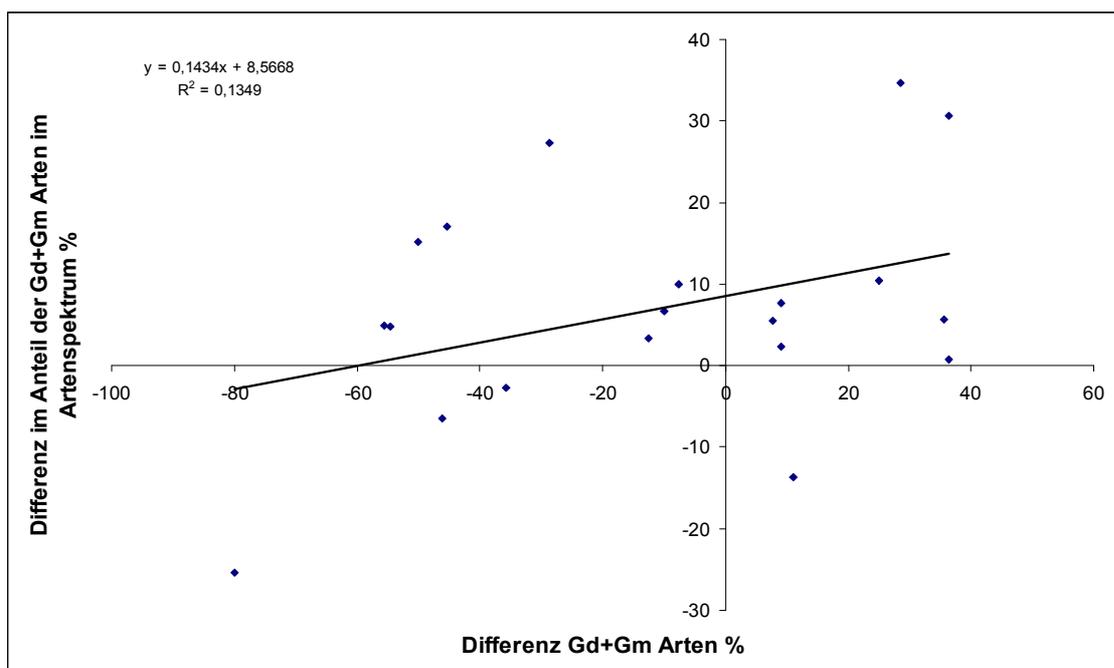


Abb. 32: Korrelation zwischen den relativen Veränderungen bei den Zielarten zwischen 1993 und 2019 und den Differenzen ihrer jeweiligen Anteilen im Artenspektrum.

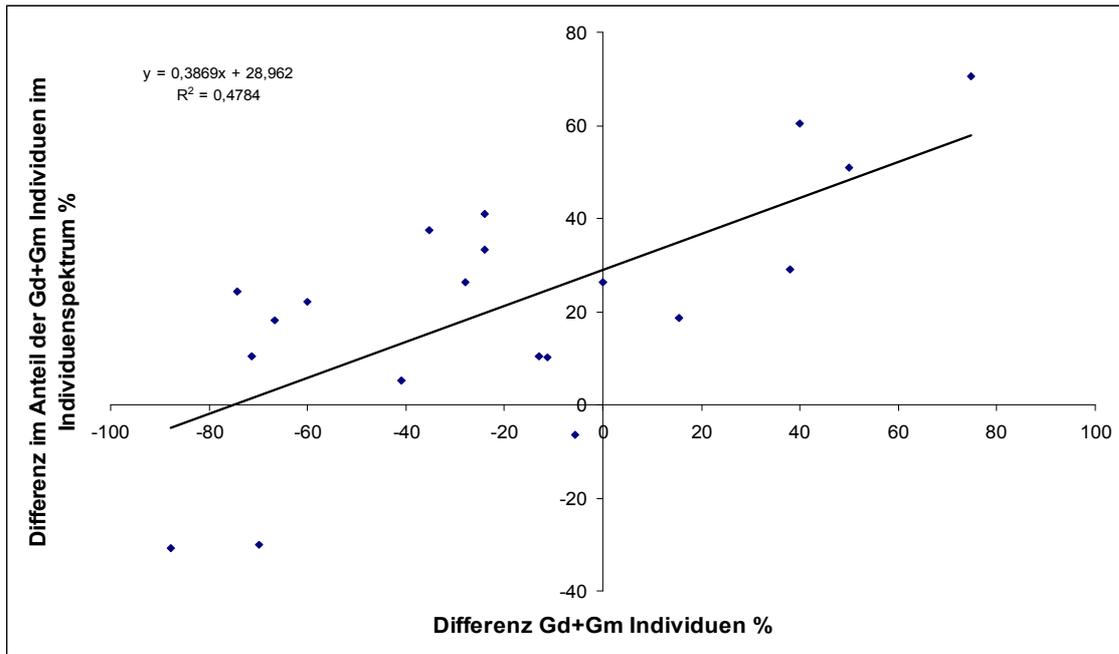


Abb. 33: Korrelation zwischen den relativen Veränderungen bei den Zielindividuen zwischen 1993 und 2019 und den Differenzen ihrer jeweiligen Anteilen im Individuenspektrum.

Zönologie

Die Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften der 120 Untersuchungsflächen in den Jahren 1993 und 2019 wurde zunächst mit Hilfe einer Multidimensionalen Skalierung auf der Basis der Präsenz-Absenz-Daten und unter Verwendung des Jaccard-Ähnlichkeitsmaßes ermittelt. Zur besseren Veranschaulichung wurden die Ergebnisse für beide Jahre getrennt, aber im selben Koordinatensystem (x-Achse = Dimension 1, y-Achse = Dimension 2) erstellt (Abb. 34). Die Zonen sind farblich voneinander unterschieden.

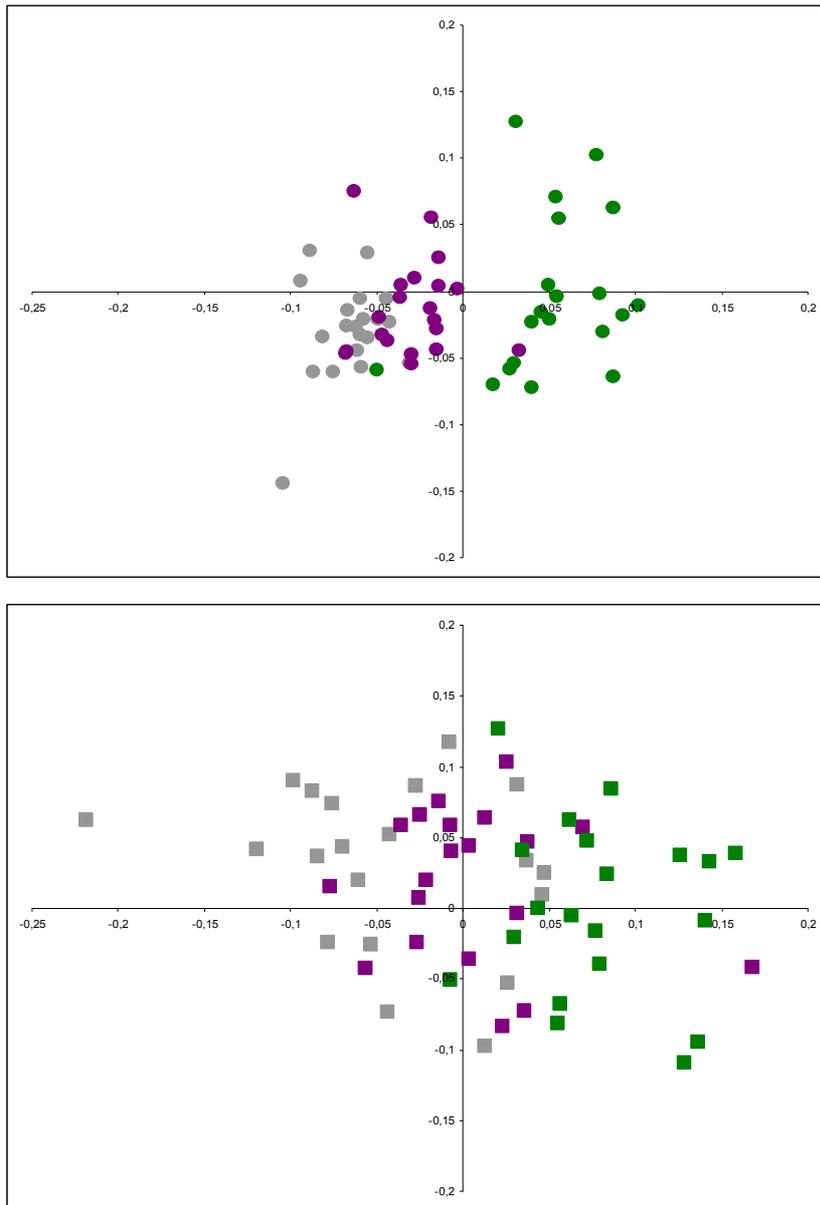


Abb. 34: Multidimensionale Skalierung unter Verwendung von Präsenz-Absenz-Daten der Spinnenarten und des Jaccard-Indexes als Ähnlichkeitsmaß zeigt die Ähnlichkeit der 60 Untersuchungsflächen der Jahre 1993 (oben) und 2019 (unten). Graue Kreise = Zone A 1993; Lila Kreise = Zone B 1993, Grüne Kreise = Zone C 1993; Graue Quadrate = Zone A 2019, Lila Quadrate = Zone B 2019, Grüne Quadrate = Zone C 2019.

Um Unterschiede in den Ähnlichkeiten der Spinnengemeinschaften in den Zonen zwischen den beiden Untersuchungsjahren zu testen, wurden die Werte der zwei MDS-Achsen mit Hilfe von Mann-Whitney U-Tests miteinander verglichen (Abb. 35-36). Zur besseren Veranschaulichung der Ergebnisse werden die Unterschiede in jeder Zone zudem mittels Boxplots dargestellt.

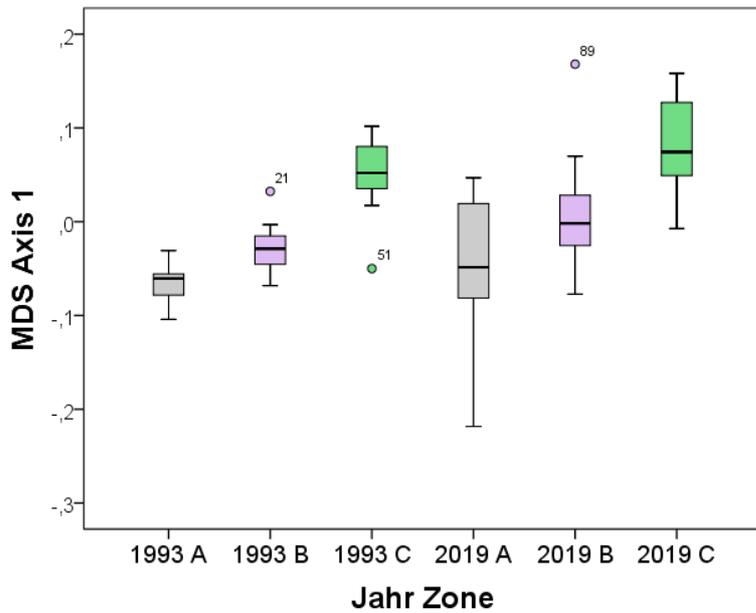


Abb. 35: Boxplots zeigen die Werte der ersten MDS Achse für die drei Zonen der Jahre 1993 und 2019.

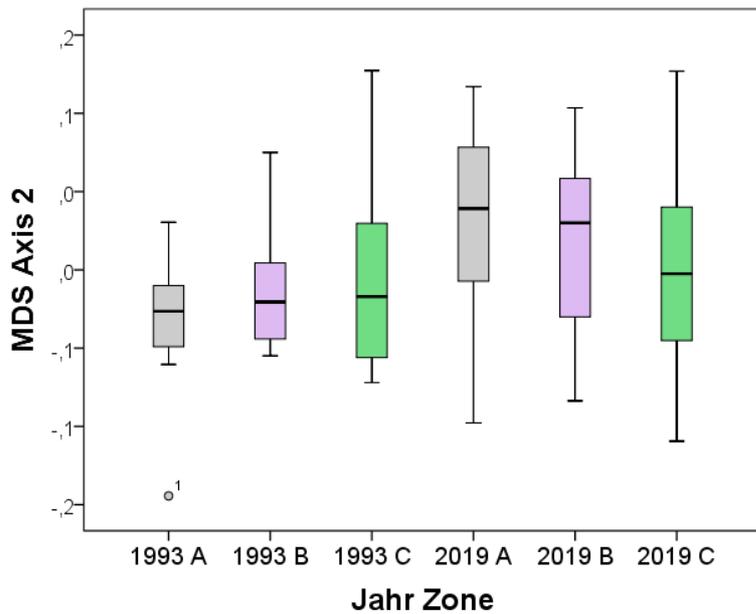


Abb. 36: Boxplots zeigen die Werte der zweiten MDS Achse für die drei Zonen der Jahre 1993 und 2019.

In Zone A gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Jahren, und zwar entlang der zweiten MDS-Achse (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,001$) (Abb. 36); in Zone B unterscheiden sich die Werte sowohl auf der ersten MDS-Achse (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,006$), als auch der zweiten MDS-Achse (Mann-Whitney U-Test, $P = 0,030$). Keine signifikanten Unterschiede in den MDS-Werten wurden im Vergleich der C Zonen der Jahre 1993 und 2019 gefunden.

Zusammenfassend kann man sagen, dass es in der Variation der Spinnengemeinschaften innerhalb der Zone C keine Unterschiede zwischen 1993 und 2019 gegeben hat. Hingegen deuten die signifikanten Unterschiede auf beiden MDS Achsen in Zone B auf eine Erhöhung der Variation der Spinnengemeinschaften hin. Gleiches gilt für Zone A, allerdings nur entlang der zweiten MDS-Achse.

Auch wenn es zu Verschiebungen in den Ähnlichkeiten der Untersuchungsflächen gekommen ist, sind die grundsätzlichen Unterschiede der Artengemeinschaften der drei Zonen in beiden Jahren gleich geblieben. Entlang MDS Achse 1 unterscheiden sich die drei Zonen im Jahre 1993 (Kruskal-Wallis H-test, $P < 0,001$) ebenso signifikant voneinander wie im Jahre 2019 (Kruskal-Wallis H-test, $P < 0,001$); hingegen gibt es in beiden Jahren keine Unterschiede zwischen den drei Zonen entlang MDS-Achse 2 (1993: Kruskal-Wallis H-test, $P = 0,464$; 2019: Kruskal-Wallis H-test, $P = 0,247$).

Vergleich der Ähnlichkeitsindices nach Zonen getrennt

Die Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften der Untersuchungsflächen mit sich selbst (1993 und 2019) auf der Basis von (qualitativen) Präsenz-Absenz-Daten und des Jaccard-Index (0 bis 1) als Ähnlichkeitsmaß liegt im Mittel in allen drei Zonen bei rund 20% und unterscheidet sich nicht zwischen den drei Zonen (Kruskal-Wallis H-test, $P = 0,382$) (Abb. 37). Bemerkenswert sind drei Ausreißer in Zone B: Datenpunkt 23 = Darscho (DSL), 37 = Oberer Stinkersee (OSS) und 40 = Westliche Wörthenlacke (WTL). Hier erreichen die Artengemeinschaften höhere Ähnlichkeiten als im Durchschnitt.

Gleiches gilt, wenn man die tatsächlichen (quantitativen) Abundanzzahlen als Basis heranzieht und den Bray-Curtis-Index (0 bis 1) als Ähnlichkeitsmaß verwendet (Kruskal-Wallis H-test, $P = 0,269$) (Abb. 38). Bemerkenswert hier sind zwei Ausreißer in Zone C, 52=Südlicher Unterer Stinkersee (LSU) und 60=Westliche Wörthenlacke (WTL).

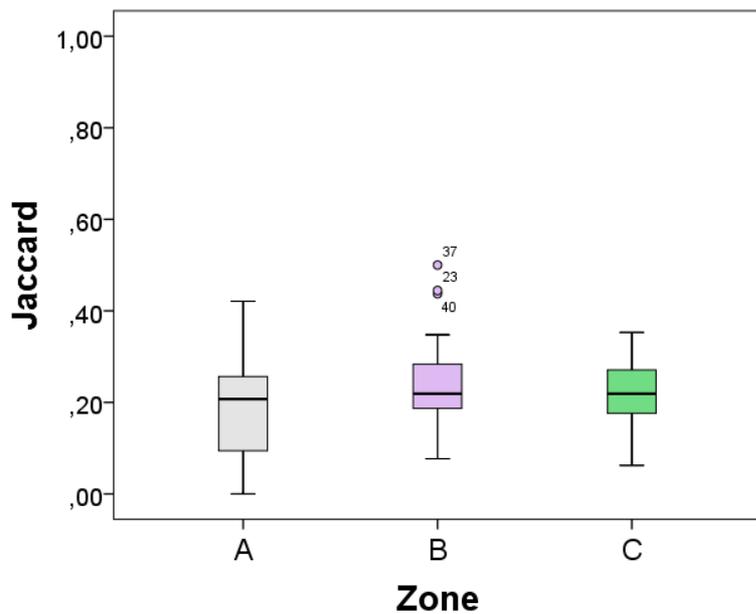


Abb. 37: Boxplots zeigen die Werte des Jaccard-Index für Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften im Vergleich 1993 und 2019 in den jeweils 20 Untersuchungsflächen der Lackenzonen.

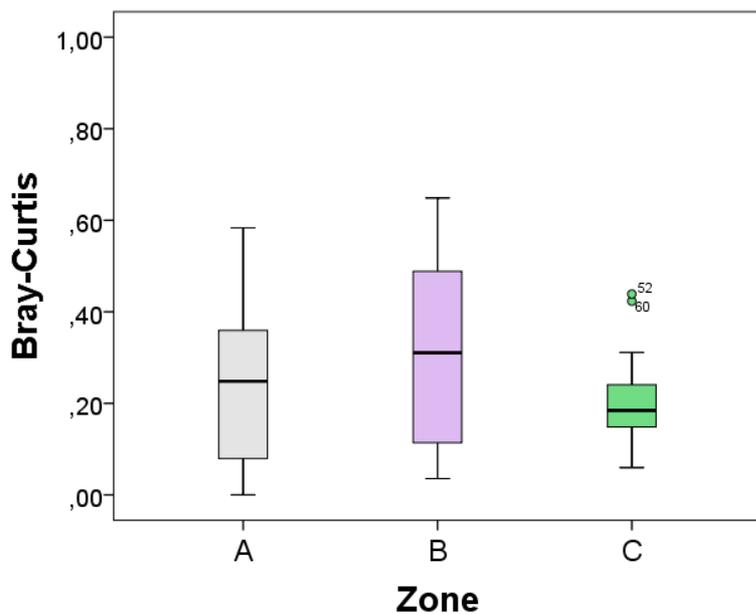


Abb. 38: Boxplots zeigen die Werte des Bray-Curtis-Index für Ähnlichkeit der Spinnengemeinschaften im Vergleich 1993 und 2019 in den jeweils 20 Untersuchungsflächen der Lackenzonen.

Zusammenfassung: Mit wenigen Ausnahmen hat es in allen Untersuchungsflächen der drei Zonen zwischen 1993 und 2019 eine ähnlich hohe Veränderung der Artengemeinschaften gegeben, die qualitativ im Durchschnitt bei rund 80% und quantitativ zwischen 70 und 80% liegt. Der Bray-Curtis-Index ist leicht höher als der Jaccard-Index, was daran liegt, dass hier vor allem jene Arten, die 1993 und 2019 nicht nur präsent sondern vor allem dominant waren, wie die Wolfspinnen *Pardosa agrestis*, *Trochosa ruricola* und *Arctosa leopardus*, das Ergebnis stärker, d. h. überproportional gegenüber reinen Präsenzdaten, beeinflussen.

Korrelation der Ähnlichkeitsindices mit prozentuellen Unterschieden in den Umweltparametern

Zwischen den Unterschieden in den Spinnengemeinschaften und jenen der fünf Umweltparametern der Jahre 1993 und 2019 konnten **keine signifikanten Korrelationen** gefunden werden. Somit kann man davon ausgehen, dass die Veränderungen der Spinnengemeinschaften lokal sehr unterschiedliche Ursachen haben. Ökologisch betrachtet finden die Veränderungen entlang der einzelnen Umweltgradienten vermutlich nicht synchron statt. Während an einigen Salzlacken die Sukzession sich erst im Anfangsstadium befindet, kann sie an anderen Lacken bereits stark vorangeschritten sein. Da 2019 vor allem der Wassergehalt des Oberbodens von der Leitfähigkeit entkoppelt war und die Salzverluste deutlich höher waren als der pH-Wert, kann man davon ausgehen, dass es sich bei den lokal wirkenden Umweltgradienten um ein sehr komplexes Gefüge handelt, das sich auch in den 2019 stärker variierenden Artenspektren widerspiegelt (siehe Kapitel oben).

Spinnengemeinschaften und Umweltgradienten

Die Spinnengemeinschaften aller Untersuchungsflächen auf der Basis von Präsenz-Absenz-Daten und die fünf Umweltparameter der beiden Untersuchungsjahre wurden in einer einzigen Ordination mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse zusammengeführt. Damit ist es möglich, Informationen über den Einfluss der einzelnen Umweltgradienten auf die Artengemeinschaften zu erhalten. Zu besserer Übersichtlichkeit werden im Folgenden die Ergebnisse im selben Koordinatensystem für die drei Zonen getrennt dargestellt, die Untersuchungsflächen des Jahres 1993 sind blau, jene des Jahres 2019 rot dargestellt.

In den A- und B-Zonen kann man deutlich die Verschiebung der Spinnengemeinschaften zwischen den Jahren 1993 (blau) und 2019 (rot) erkennen (Abb. 39).

Betrachtet man die Umweltgradienten in Zone A (Abb. 39), dann sieht man, dass die Pfeile für pH-Wert und Leitfähigkeit in Richtung blaue Kreise des Jahres 1993 zeigen, während die roten Quadrate des Jahres 2019 hinsichtlich der Leitfähigkeit, und noch deutlicher hinsichtlich des Wassergehalts sich in die entgegengesetzte Richtung verschoben haben; und teilweise einhergehend natürlich auch mit einer Zunahme der Vegetationsdeckung. Dieses Ergebnis bestätigt die bisherigen Ergebnisse, wonach es in Zone A nicht nur zu einem extremen Rückgang der Leitfähigkeit, sondern auch einem signifikanten Rückgang des Wassergehalts sowie zu einer signifikanten Zunahme der Vegetationsdeckung gekommen ist.

In Zone B sieht das Bild sehr ähnlich aus (Abb. 40), wobei hier vor allem auffällt, dass es bereits 1993 in den Untersuchungsflächen der B-Zonen deutlich geringere pH-Werte und geringere Salzgehalte im Oberboden als in den A-Zonen gegeben hat.

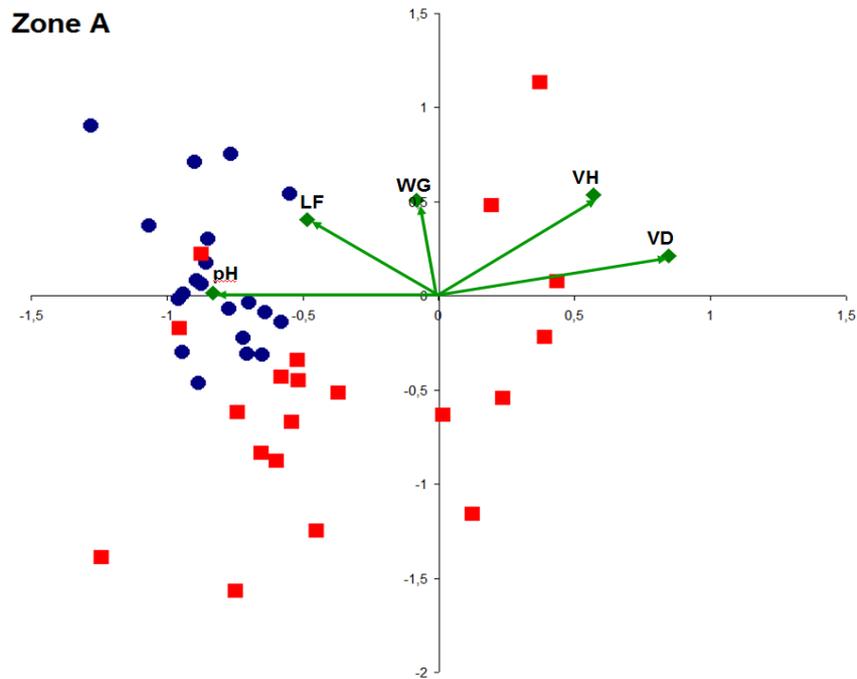


Abb. 39: Ordination der Spinnengemeinschaften der jeweils 40 Untersuchungsflächen der Zone A der Jahre 1993 (blau) und 2019 (rot) mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse unter Verwendung der ersten und zweiten Kanonischen Achse. Umweltgradienten in grün. VD... Vegetationsdeckung, VH...Vegetationshöhe, WG...Wassergehalt, LF...Leitfähigkeit, pH...pH-Wert.

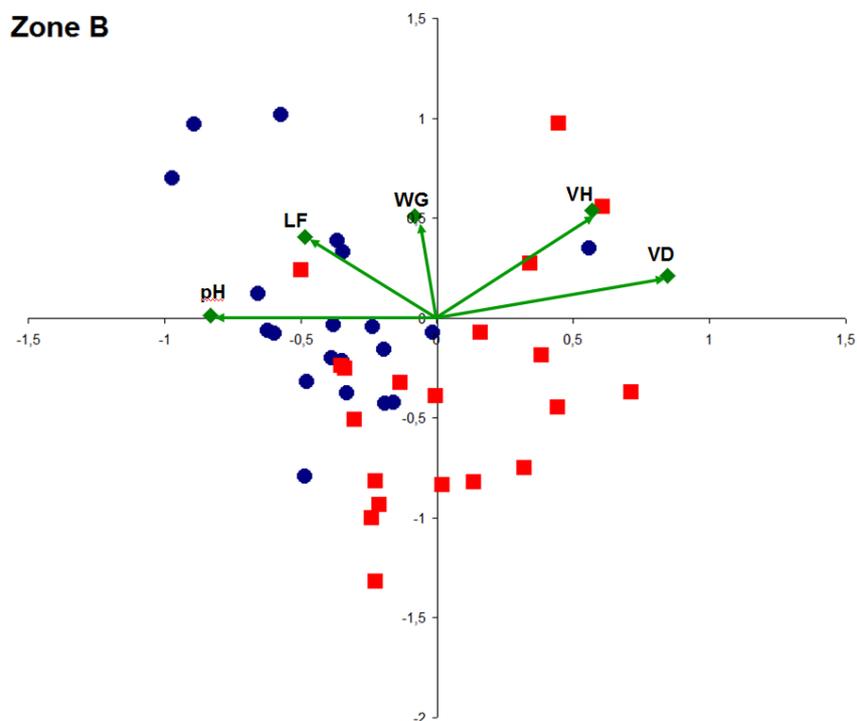


Abb. 40: Ordination der Spinnengemeinschaften der jeweils 40 Untersuchungsflächen der Zone B der Jahre 1993 (blau) und 2019 (rot) mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse unter Verwendung der ersten und zweiten Kanonischen Achse. Umweltgradienten in grün. VD... Vegetationsdeckung, VH...Vegetationshöhe, WG...Wassergehalt, LF...Leitfähigkeit, pH...pH-Wert.

In den C-Zonen spielen Leitfähigkeit und pH-Wert naturgemäß eine untergeordnete Rolle (Abb. 41). Daher überlappen die Spinnengemeinschaften der Jahre 1993 und 2019 mit wenigen Ausnahmen fast vollständig, d.h. die Unterschiede in den Ähnlichkeiten liegen mehr oder weniger innerhalb derselben Variation. Auch hier bestätigen sich die Ergebnisse aus dem direkten Vergleich der Untersuchungsjahre, wonach in den C-Zonen die Unterschiede in der Vegetationsstruktur von 2019 gegenüber 1993 eher marginal waren.

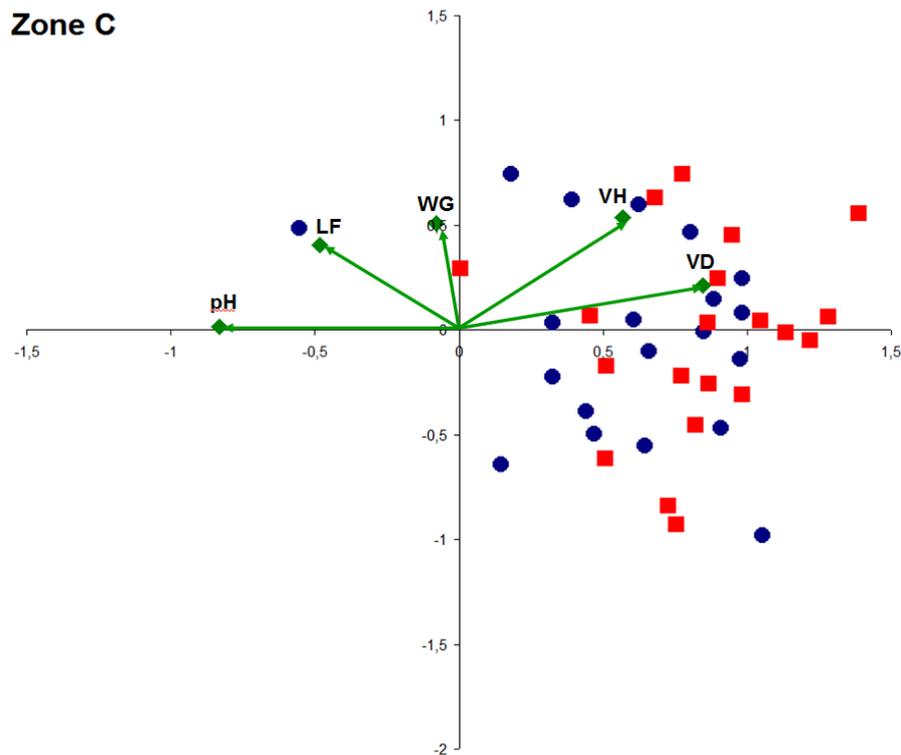


Abb. 41: Ordination der Spinnengemeinschaften der jeweils 40 Untersuchungsflächen der Zone C der Jahre 1993 (blau) und 2019 (rot) mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse unter Verwendung der ersten und zweiten Kanonischen Achse. Umweltgradienten in grün. VD... Vegetationsdeckung, VH...Vegetationshöhe, WG...Wassergehalt, LF...Leitfähigkeit, pH...pH-Wert.

Diskussion

Die Veränderungen der Umweltbedingungen haben insbesondere in den Untersuchungsflächen des Lackeninneren (Zone A und Zone B) zu einer Verschiebung der Spinnengemeinschaften geführt, die im direkten Vergleich bei rund 80% in allen drei Zonen liegt. In Zone C sind diese Unterschiede allerdings nicht an einen Umweltparameter direkt gekoppelt. Hier dürfte ein Komplex aus lokalen Faktoren entscheidender sein, als in den A- und B-Zonen, wo sehr starke Gradienten wirken, insbesondere natürlich die Leitfähigkeit (=Salz), der pH-Wert, der Wassergehalt und die Vegetationsdeckung. Diesen Komplex kann man eindeutig als Sukzessionsgradienten identifizieren, der in der gestörten Hydrologie der Lacken seinen Ursprung hat. Wie bereits mehrfach betont, führen Entwässerungsmaßnahmen und Rückkoppelungseffekte bei den bereits seit den 1960er Jahren unnatürlich niedrigen Grundwasserpegeln unterhalb der Lacken in trockenen Jahren zu einem Ausbleiben des Salztransports aus dem Lackensediment an die Lackenbodenoberfläche und nachfolgend kommt es daher in diesen unnatürlich langen „salzfreien“ Flächen im Laufe der Zeit zu einem Wechsel in der Vegetationsstruktur.

Somit ist das Jahr 1993 auch kein echter Referenzzeitpunkt für die Spinnengemeinschaften intakter Salzlacken. Gemäß dem „shifting baseline syndrome“ (Pauly 1995) stellt aus heutiger Sicht das Untersuchungsjahr 1993 ein Durchgangsjahr in einem Prozess des Arten- und Individuenschwundes dar; das lässt sich auch dadurch belegen, dass etwa die Moschatolacke bereits damals schon fast vollständig degradiert war, und bis ins Jahr 2019 noch weitere Lacken diesem Beispiel gefolgt sind (Baderlacke, Kipflacke, Kleine Neubruchlacke).

Vermutlich sind der nach wie vor wirksame zumindest schwach basische pH-Wert während der Austrocknungsperioden und die gegebenenfalls hohe Leitfähigkeitswerte im Frühjahr dafür verantwortlich, dass es heute immer noch das „trügerische“ Erscheinungsbild intakter Salzlacken mit ihrer typischen Vegetation gibt (die besten Beispiele dafür sind der Albersee, die Janischlacke und die Neubruchlacke); unter derzeitigen politisch-ökonomischen Rahmenbedingungen (landwirtschaftliche Interessen überwiegen nationalen Schutzgüterinteressen) muss man aber davon ausgehen, dass der Verlust der Salzlacken langfristig unabwendbar ist. Noch dazu, wo die lokale Wasserproblematik durch den Klimawandel, sprich, die nachweisliche Zunahme der Temperatur weiter verschärft werden wird. Auch dafür scheint es keine Aussicht zur Verbesserung der globalen Situation zu geben, und Klima-Szenarien zeigen auch, dass selbst intakte Feuchtgebiete in Mitteleuropa künftig in Bedrängnis geraten werden (z.B. Leroy et al. 2013).

Laufkäfer

Faunistik: Arten und Individuen

Im Jahre 2019 wurde während der drei Untersuchungsperioden in den 20 Lacken insgesamt 106 Laufkäferarten mit 2208 Individuen gefangen (Tab. 34), im Jahre 1993 waren es 89 Arten mit 2371 Individuen. Die Individuenzahl lag damit 2019 um 6,9 % niedriger als jene von 1993, die Artenzahl lag um 16,0 % höher. Die Fangzahlen 2019 waren dabei von einem Ausreißer stark beeinflusst: In den Innenzonen A und B des Darschos fingen sich 177 bzw. 538 Individuen der Art *Omophron limbatum*. In Tab. 34 sind die Unterschiede in der Lackenbesiedlung für die Arten hinsichtlich Individuen, Lacken-Zonen (n = 60) und Lacken (n = 20) dargestellt. Die Unterschiede in den Individuenzahlen (Abundanzen) wurden mit dem nichtparametrischen Wilcoxon-Test auf Signifikanz getestet; dabei wurden die Individuenzahlen der jeweiligen Lacke 1993 und 2019 als verbundene Stichproben betrachtet (n = 20).

Tab. 34: Liste der nachgewiesenen Carabiden-Arten mit Fangzahlen adulter Individuen. Die Nomenklatur folgt Lorenz (2018). Es wurden nur adulte Individuen der korrespondierenden Fangperioden 1 bis 3 im Jahr 1993 und 1 bis 3 im Jahr 1994 berücksichtigt.

Art	Individuen		P (Wilcoxon-Test)	Signifikanz ¹	Zonen		Lacken		Halophilie ²	Feuchtepräferenz ³	Ruderalart ⁴	Gefährdung ⁵
	1993	2019			1993	2019	1993	2019				
<i>Acupalpus elegans</i>	62	23	0,036	*	15	6	13	4	2	F		+
<i>Acupalpus maculatus</i>		6	0,059		0	5	0	4	1	F		
<i>Agonum duftschmidi</i>	1	6	0,197		1	4	1	3	0	F		+
<i>Agonum emarginatum</i>		3	0,18		0	2	0	2	0	F		
<i>Agonum gisellae</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	F		+
<i>Agonum marginatum</i>	2	2	1		2	2	2	2	0	F		+
<i>Agonum viridicupreum</i>		3	0,18		0	2	0	2	0	F		+
<i>Amara aenea</i>	7	53	0,055		5	9	5	8	0	X		
<i>Amara apricaria</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X		
<i>Amara bifrons</i>	27	4	0,083		8	3	7	3	0	X		
<i>Amara communis</i>		1	0,317		0	1	0	1	0			
<i>Amara convexiuscula</i>	1	1	1		1	1	1	1	0			+
<i>Amara equestris</i>	5		0,18		2	0	2	0	0	X		
<i>Amara familiaris</i>	1		0,317		1	0	1	0	0			
<i>Amara plebeja</i>	4		0,18		3	0	2	0	0			
<i>Amara similata</i>	1		0,317		1	0	1	0	0		+	
<i>Amara strandi</i>	89	3	0,012	*	10	1	8	1	3	F		+
<i>Amara tibialis</i>	9	10	0,752		6	6	4	5	0	X		
<i>Amara tricuspidata</i>		1	0,317		0	1	0	1	0			
<i>Amblystomus niger</i>	6	10	0,674		4	4	3	3	1	F		+
<i>Anisodactylus binotatus</i>	8	14	0,395		5	10	3	6	0	F		
<i>Anisodactylus poeciloides</i>	15	1	0,102		4	1	4	1	3	F		+
<i>Anisodactylus signatus</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	F		
<i>Badister bullatus</i>		1	0,317		0	1	0	1	0			
<i>Badister lacertosus</i>	9		0,109		4	0	3	0	0	F		
<i>Bembidion articulatum</i>	1		0,317		1	0	1	0	0	F		

<i>Bembidion ephippium</i>	5	10	0,461		1	3	1	3	3	F	+
<i>Bembidion femoratum</i>	5		0,059		4	0	4	0	0	F	
<i>Bembidion inoptatum</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	F	
<i>Bembidion lampros</i>		3	0,18		0	2	0	2	0		+
<i>Bembidion lunulatum</i>		2	0,157		0	2	0	2	1	F	
<i>Bembidion minimum</i>	213	6	0	***	36	4	19	4	2	F	+
<i>Bembidion properans</i>	76	20	0,051		15	11	11	8	0	F	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	1		0,317		1	0	1	0	0		
<i>Bembidion tenellum</i>	37		0,068		7	0	4	0	3	F	+
<i>Bembidion varium</i>	65		0,003	**	12	0	11	0	1	F	+
<i>Brachinus crepitans</i>	6		0,317		2	0	1	0	0		
<i>Brachinus elegans</i>	46	11	0,218		9	5	8	4	1	F	+
<i>Brachinus explodens</i>	3	9	0,336		2	5	2	4	0		+
<i>Calathus ambiguus</i>	8	7	0,785		3	6	3	5	0	X	
<i>Calathus cinctus</i>		5	0,102		0	5	0	3	0	X	
<i>Calathus erratus</i>	2	19	0,593		1	3	1	2	0	X	
<i>Calathus fuscipes</i>	135	27	0,016	*	20	12	12	11	0	X	+
<i>Calathus melanocephalus</i>	5	1	0,046	*	5	1	5	1	0		
<i>Calosoma auropunctatum</i>	1		0,317		1	0	1	0	0		
<i>Carabus cancellatus</i>		9	0,317		0	1	0	1	0		
<i>Carabus germarii</i>	1	1	1		1	1	1	1	0		
<i>Carabus granulatus</i>	1	1	1		1	1	1	1	0	F	
<i>Chlaenius festivus</i>		11	0,109		0	3	0	3	0	F	+
<i>Chlaenius nigricornis</i>	1	6	0,18		1	3	1	2	0	F	
<i>Chlaenius spoliatus</i>	77	32	0,048	*	19	6	15	5	2	F	+
<i>Chlaenius tristis</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	F	+
<i>Chlaenius vestitus</i>	1	15	0,317		1	2	1	1	0	F	
<i>Cicindela campestris</i>		2	0,317		0	1	0	1	0		
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	45	81	0,138		8	13	7	11	3	F	+
<i>Clivina fossor</i>	3	1	0,317		3	1	3	1	0	F	
<i>Cylindera germanica</i>		3	0,18		0	2	0	2	0		
<i>Dyschirius chalceus</i>	9	3	0,496		3	2	3	2	3	F	+
<i>Dyschirius chalybeus gibbifrons</i>	18		0,039	*	6	0	5	0	3	F	+
<i>Dyschirius globosus</i>	26		0,109		7	0	3	0	0	F	
<i>Dyschirius laeviusculus</i>	3		0,317		2	0	1	0	0	F	+
<i>Dyschirius pusillus</i>	12	33	0,343		4	6	3	5	3	F	+
<i>Dyschirius salinus</i>	140	17	0,115		18	6	12	4	3	F	+
<i>Dyschirius strumosus</i>	4	9	0,301		3	7	3	6	3	F	+
<i>Elaphropus diabrachys</i>	1		0,317		1	0	1	0	0	F	
<i>Elaphrus riparius</i>	1	2	0,655		1	1	1	1	0	F	+
<i>Elaphrus uliginosus</i>	1		0,317		1	0	1	0	0	F	+
<i>Harpalus affinis</i>	375	147	0,05	*	33	26	16	14	1	X	
<i>Harpalus autumnalis</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	+
<i>Harpalus cupreus</i>		2	0,157		0	2	0	2	0	F	+
<i>Harpalus distinguendus</i>		73	0,011	*	0	14	0	8	0	X	+
<i>Harpalus flavescens</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	+
<i>Harpalus flavicornis</i>		7	0,034	*	0	5	0	5	0	X	+
<i>Harpalus froelichii</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	+
<i>Harpalus latus</i>	2		0,317		1	0	1	0	0		
<i>Harpalus luteicornis</i>	5	3	0,589		4	3	4	2	0		
<i>Harpalus picipennis</i>	10		0,18		2	0	2	0	0	X	+
<i>Harpalus pumilus</i>	6	10	0,429		5	6	4	6	0	X	
<i>Harpalus rubripes</i>	4	29	0,072		4	12	3	7	0		
<i>Harpalus rufipes</i>	40	100	0,22		17	25	11	12	0		+
<i>Harpalus serripes</i>		5	0,102		0	3	0	3	0	X	
<i>Harpalus smaragdinus</i>	1	13	0,058		1	7	1	6	0	X	+

<i>Harpalus subcylindricus</i>	8	16	0,774		4	6	3	6	0	X	
<i>Harpalus tardus</i>		2	0,317		0	2	0	1	0		+
<i>Leistus ferrugineus</i>	13	5	0,357		4	4	4	2	0	F	
<i>Licinus depressus</i>		3	0,083		0	3	0	3	0	X	
<i>Loricera pilicornis</i>	2		0,157		2	0	2	0	0	F	
<i>Masoreus wetterhallii</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	+
<i>Microlestes corticalis</i>	92	109	0,401		13	20	9	10	3	X	+
<i>Microlestes fissuralis</i>		4	0,046 *		0	4	0	4	0	X	
<i>Microlestes maurus</i>	4	1	0,18		4	1	4	1	0	X	
<i>Microlestes minutulus</i>	111	115	0,461		29	20	18	12	0	X	+
<i>Nebria brevicollis</i>		11	0,317		0	1	0	1	0	F	
<i>Notiophilus germinyi</i>	1		0,317		1	0	1	0	0		
<i>Notiophilus laticollis</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	+
<i>Olisthopus rotundatus</i>	3	1	0,157		3	1	3	1	0	X	+
<i>Omophron limbatum</i>	19	716	0,854		5	3	3	2	0	F	+
<i>Oodes gracilis</i>		2	0,317		0	2	0	1	0	F	+
<i>Oodes helopioides</i>	3		0,083		3	0	3	0	0	F	
<i>Ophonus azureus</i>	3	2	0,705		2	2	2	2	0	X	
<i>Ophonus cribricollis</i>		2	0,157		0	2	0	2	0	X	+
<i>Ophonus diffinis</i>	1	1	1		1	1	1	1	1	X	+
<i>Ophonus puncticeps</i>	8	2	0,461		2	2	2	2	0	X	
<i>Ophonus rufibarbis</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	
<i>Ophonus rupicola</i>	3		0,083		3	0	3	0	0	X	+
<i>Panagaeus cruxmajor</i>		2	0,157		0	2	0	2	0	F	
<i>Parophonus dejeani</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	+
<i>Platynus krynickii</i>		2	0,317		0	1	0	1	0	F	+
<i>Poecilus cupreus</i>	36	40	0,525		15	14	11	9	0		
<i>Poecilus puncticollis</i>	17	6	0,473		6	2	6	2	3	F	+
<i>Poecilus punctulatus</i>		2	0,157		0	2	0	2	0	X	
<i>Poecilus sericeus</i>		4	0,317		0	1	0	1	0		
<i>Poecilus versicolor</i>		25	0,068		0	5	0	4	0	F	
<i>Pogonus luridipennis</i>	47	150	0,233		10	12	10	11	3	F	+
<i>Pogonus peisonis</i>	79	2	0,012 *		11	2	8	2	3	F	+
<i>Polistichus connexus</i>	2		0,317		2	0	1	0	1	F	+
<i>Pterostichus anthracinus</i>		10	0,08		0	2	0	1	0	F	
<i>Pterostichus chameleon</i>	1		0,317		1	0	1	0	1	F	+
<i>Pterostichus cursor</i>		2	0,157		0	2	0	2	3	F	+
<i>Pterostichus elongatus</i>	1		0,317		1	0	1	0	0	F	+
<i>Pterostichus macer</i>	118	6	0,08		7	5	4	4	1	F	+
<i>Pterostichus melanarius</i>	16	5	0,156		8	3	7	3	0	F	+
<i>Pterostichus niger</i>	1	1	1		1	1	1	1	0	F	
<i>Pterostichus strenuus</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	F	
<i>Pterostichus taksonyis</i>	1	1	1		1	1	1	1	1	F	+
<i>Pterostichus vernalis</i>	3	7	0,496		3	5	2	3	0	F	
<i>Scarites terricola</i>	12	24	0,686		6	5	5	3	3	F	+
<i>Stenolophus teutonus</i>		26	0,317		0	2	0	1	0	F	
<i>Syntomus obscuroguttatus</i>	1		0,317		1	0	1	0	0		
<i>Syntomus pallipes</i>		1	0,317		0	1	0	1	0	X	
<i>Syntomus truncatellus</i>	3	2	0,785		2	1	2	1	0	X	
<i>Tachys bistratus</i>	15	5	0,085		10	3	10	3	0	F	
<i>Trechus quadristriatus</i>	8	3	0,166		7	3	7	3	0		+
<i>Zabrus tenebrioides</i>	7		0,59		4	0	4	0	0	X	

Summe Individuen N	2282	2208
Anzahl Arten S	89	106

¹ Signifikanzschranken *...P ≤ 0,05, **...P ≤ 0,01, *** P ≤ 0,001

² 0...keine Salzbindung, 1...gelegentlich auf Salz, 2...meist auf Salz, 3...fast immer auf Salz

³ F...in Feuchtgebieten, X...xerothermophil

⁴ Art gestörter Standorte mit hohem Ausbreitungspotential

⁵ nach vorläufiger Einschätzung (unpubl.)

Signifikant weniger zahlreich im Jahr 2019 verglichen mit 1993 waren die Salzarten *Acupalpus elegans*, *Amara strandi*, *Bembidion minimum*, *Bembidion varium*, *Chlaenius spoliatus*, *Dyschirius chalybeus gibbifrons* und *Pogonus peisonis*; keine Laufkäferart der Salzböden wurde 2019 signifikant häufiger gefangen als 1993. Unter den Arten mit Schwerpunkt auf den äußeren Zonen waren *Calathus fuscipes*, *Calathus melanocephalus* und *Harpalus affinis* signifikant weniger häufig im neuen Jahrtausend; *Harpalus distinguendus*; *Harpalus flavicornis* und *Microlestes fissuralis* traten in überzufälliger Weise auf mehreren Lacken 2019 neu zur Fauna hinzu. Von den 61 in beiden Untersuchungsjahren nachgewiesenen Arten war *Harpalus affinis* jeweils die stetigste Arte der 60 Lacken-Zonen: 1993 wurde dieser Laufkäfer in 33 Lacken-Zonen gefunden, 2019 in 26 Lacken-Zonen.

Fast man Arten nach den Kategorisierungen in Tabelle 34 zusammen, dann zeigt sich eine hoch signifikante Abnahme (nonparametrischer Wilcoxon-Rangtest P = 0,004) bei den Salzarten (das sind die halotoleranten, halophile und halobionten Arten gemäß Tab. L1). Abundanzabnahmen zeigten sich auch bei den anderen Kategorien; die Individuenzunahme bei den Feuchtgebietsarten und den gefährdeten Arten war dabei durch den Massenfang von *Omophron limbatum* auf Darscho stark beeinflusst. Alle diese letzteren Abundanzunterschiede waren jedoch nicht signifikant (Tab. 35):

Tab. 35: Abundanzunterschiede (Fangzahlen) von Carabiden-Artengruppen zwischen 1993 und 2019.

Lacke	1993	2019	P (Wilcoxon-Test)	Signifikanz
Salzarten ¹	1588	695	0,004	**
Halobionte Arten	621	450	0,641	
Feuchtgebietsarten	1333	1346	0,113	
Xerothermarten	828	649	0,159	
Gefährdete Arten	1213	1307	0,093	
Ruderalarten	360	348	0,643	

¹ Salzbindung 1 bis 3 gemäß Tab. 34.

Betrachtet man nur die westlichen Lacken (Kirchsee, Albersee, die Stinkerseen, Janischlacke), dann zeigen sich noch deutlichere Abundanzunterschiede (Tab. 36). Hier waren bei allen Kategorien von Arten numerische Einbußen zu verzeichnen außer bei den Xerothermarten und den Ruderalarten; die Unterschiede waren hier bei den Salzarten, den Feuchtgebietsarten und den gefährdeten Arten signifikant (Wilcoxon-Test, P ≤ 0,05, n = 7).

Tab. 36: Abundanzunterschiede (Fangzahlen) von Carabiden-Artengruppen zwischen 1993 und 2019 in den sieben westlichen Lacken (Kirchsee bis Janischlacke).

Lacke	1993	2019	P Wilcoxon-Test	Signifikanz
Salzarten ¹	745	278	0,043	*
Halobionte Arten	437	172	0,128	
Feuchtgebietsarten	795	196	0,028	*
Xerothermarten	70	242	0,116	
Gefährdete Arten	700	200	0,028	*
Ruderalarten	72	91	0,918	

¹Salzbindung 1 bis 3 gemäß Tab. L1.

Carabiden-Arten, die nur 2019 nachgewiesen werden konnten

Insgesamt 45 Laufkäfer-Arten, das sind 42,4 % des Gesamtfangs 2019, sind gegenüber den Untersuchungen 1993 neu zur Carabidenfauna hinzugetreten (Tab. 37):

Tab. 37: Arten, die nur 2019 nachgewiesen wurden.

Art	Lacke	Name	Lacke																	Individuen	Lacken	Salz*	Feuchte**	Ruderalt	Gefährdung***		
			01_ABS	02_KIS	03_LSU	04_USS	05_LSO	06_OSS	07_HLL	08_OBL	09_LSB	10_BBL	11_FFL	12_KNL	12_OFL	14_UFL	15_GNL	16_WTL	17_DSL							18_MHL	19_MSL
<i>Harpalus distinguendus</i>			51					6	1	1												73	8	0	X	+	
<i>Stenolophus teutonius</i>																						26	1	0	F		
<i>Poecilus versicolor</i>														17								25	4	0	F		
<i>Chlaenius festivus</i>						1																11	3	0	F		+
<i>Nebria brevicollis</i>														11								11	1	0	F		
<i>Pterostichus anthracinus</i>																						10	1	0	F		
<i>Carabus cancellatus</i>																						9	1	0			
<i>Harpalus flavicornis</i>										3	1											7	5	0	X		+
<i>Acupalpus maculatus</i>					1																	6	4	2	F		
<i>Calathus cinctus</i>											1	2										5	3	0	X		
<i>Harpalus serripes</i>											2	1										5	3	0	X		
<i>Microlestes fissuralis</i>			1								1											4	4	0	X		
<i>Poecilus sericeus</i>												4										4	1	0			
<i>Agonum emarginatum</i>																						3	2	0	F		
<i>Agonum viridicupreum</i>																						3	2	0	F		+
<i>Bembidion lampros</i>			1																			3	2	0		+	
<i>Cylindera germanica</i>								2														3	2	0	X		
<i>Licinus depressus</i>																						3	3	0	X		
<i>Bembidion lunulatum</i>																						2	2	1	F		
<i>Cicindela campestris</i>				2																		2	1	0			
<i>Harpalus cupreus</i>																						2	2	0	F		+
<i>Harpalus tardus</i>										2												2	1	0		+	
<i>Oodes gracilis</i>						2																2	1	0	F		+
<i>Ophonus cribricollis</i>										1	1											2	2	0	X		+
<i>Panagaeus cruxmajor</i>																						2	2	0	F		
<i>Platynus krynickii</i>																						2	1	0	F		+
<i>Poecilus punctulatus</i>											1	1										2	2	0	X		
<i>Pterostichus cursor</i>											1											2	2	3	F		+
<i>Agonum gisellae</i>																						1	1	0	F		+
<i>Amara apricaria</i>																						1	1	0	X		
<i>Amara communis</i>																						1	1	0			
<i>Amara tricuspidata</i>																						1	1	0			
<i>Anisodactylus signatus</i>																						1	1	0	F		
<i>Badister bullatus</i>																						1	1	0			
<i>Bembidion inoptatum</i>																						1	1	0	F		
<i>Chlaenius tristis</i>						1																1	1	0	F		+
<i>Harpalus autumnalis</i>			1																			1	1	0	X		+
<i>Harpalus flavescens</i>																						1	1	0	X		+
<i>Harpalus froelichii</i>																						1	1	0	X		+
<i>Masoreus wetterhallii</i>			1																			1	1	0	X		+
<i>Notiophilus laticollis</i>																						1	1	0	X		+
<i>Ophonus rufibarbis</i>																						1	1	0	X		
<i>Parophonus dejeani</i>						1																1	1	0	X		+
<i>Pterostichus strenuus</i>																						1	1	0	F		
<i>Syntomus pallipes</i>																						1	1	0	X		
Individuenzahl N			55	2	2	6	7	3	8	12	33	1	0	11	5	2	11	39	22	2	6	21	248				
Artenzahl S			5	1	2	5	2	2	5	8	6	1	0	7	4	2	2	10	6	2	5	8	45				

*0...keine Salzbindung, 1...zwischen 5% und 50% der Nachweise auf Salz, 2...50 bis 95% der Nachweise auf Salz, 3...>95% der Nachweise auf Salz
 **F...in Feuchtgebieten, X...xerothermophil, erhöhte Temperatursprüche
 ***nach vorläufiger Einschätzung (unpubl.)

Auffallend ist das Auftreten von *Harpalus distinguendus*. Dieser Laufkäfer war in den Aufsammlungen 1993 nicht vertreten, dagegen im Jahr 2019 an insgesamt 8 Lacken anzutreffen. Bemerkenswert ist das individuenstarke Auftreten dieser Art am Albersee in allen Zonen und zu allen Perioden. *Harpalus distinguendus* ist eine trockenheitstolerante, gut flug- und ausbreitungsfähige Ruderalart, die auf Äckern in Ostösterreich nicht selten vorkommt (Zulka, eigene Daten).

Neben dem Albersee sind die (ehemalige) Kipflacke (in Milasowszky & Zulka 1994 als Paulhoflacke bezeichnet), die Westliche Wörthenlacke, die Darscholacke und die Baderlacke diejenigen Lacken mit den meisten Individuen neu nachgewiesener Arten. Außer *Acupalpus maculatus* zeigt keine der hinzugetretenen Arten deutliche Salzbindung, unter den zusätzlichen Arten finden sich jedoch sowohl Feuchtgebiets- als auch Xerothermarten. Eine Reihe der neu nachgewiesenen Arten sind als im Österreich-Maßstab gefährdet einzuschätzen, keine davon ist allerdings spezifisch an den Seewinkel gebunden. Bemerkenswert ist das neue Auftreten von *Harpalus cupreus*, einer sehr seltenen Art toniger feuchter Böden, von der allerdings ältere Nachweise aus dem Seewinkel existieren (z. B. Schweiger 1979). Die meisten nur 2019 nachgewiesenen Arten sind in der Westlichen Wörthenlacke aufgetreten; es handelt sich überwiegend um Feuchtgebietsarten. Eine Reihe von Sandtrockenrasen-Arten, die auf dem Seedamm zum Teil zahlreich nachgewiesen wurden (Milasowszky & Zulka, unveröff. Daten), besiedelten 2019 auch die Außenzonen der Lacken, darunter beispielsweise *Harpalus autumnalis*, *Masoreus wetterhallii* oder *Harpalus flavescens* (zu Letzterem vgl. Zulka al. 2014)

Carabiden-Arten, die nur 1993 nachgewiesen werden konnten.

Knapp ein Drittel (28 Arten, 31,4 %) des 1993 nachgewiesenen Artenbestands konnte 2019 nicht mehr festgestellt werden. Darunter befinden sich drei typische Arten der Seewinkel-Salzlackenufer, die 1993 noch in größerer Zahl nachgewiesen werden konnten: *Bembidion varium*, *Bembidion tenellum* und *Dyschirius chalybeus gibbifrons*; *Bembidion varium* war damals die typische Art wasserführender Lackenufer, die an 11 Lacken festgestellt werden konnte, 2019 aber dann überhaupt nicht mehr auftrat (Tab. 34, 38). Alle drei Arten sind als gefährdet einzuschätzen; *Bembidion tenellum* und *Dyschirius chalybaeus gibbifrons* sind in ihrem Vorkommen in Österreich praktisch auf den Seewinkel beschränkt und auf die Salzlebensräume angewiesen.

Laufkäfergemeinschaften und Umweltgradienten

Die Laufkäfergemeinschaften der Untersuchungsflächen auf der Basis von Präsenz-Absenz-Daten und die fünf Umweltparameter der beiden Untersuchungsjahre wurden in einer Ordination mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse (CCA, Software PAST) zusammengeführt. Damit ist es möglich, Informationen über den Einfluss der einzelnen Umweltgradienten auf die Artengemeinschaften zu erhalten. Zu besserer Übersichtlichkeit werden im Folgenden die Ergebnisse für die drei Zonen getrennt dargestellt, die Untersuchungsflächen des Jahres 1993 sind jeweils blau (Kreise), jene des Jahres 2019 rot (Quadrate) dargestellt (Abb. 42, 43 und 44).

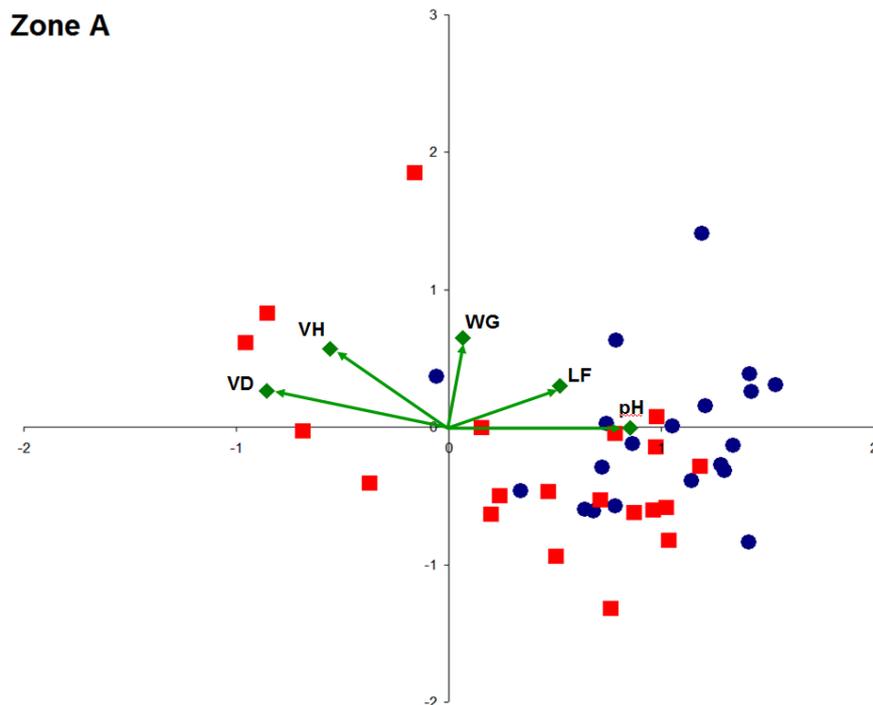


Abb. 42: Ordination der Carabidengemeinschaften der jeweils 20 A-Zonen der Jahre 1993 (blau) und 2019 (rot) mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse unter Verwendung der ersten und zweiten kanonischen Achse. Umweltgradienten in grün. VD... Vegetationsdeckung, VH... Vegetationshöhe, WG... Wassergehalt, LF... Leitfähigkeit, pH... pH-Wert.

Zone B

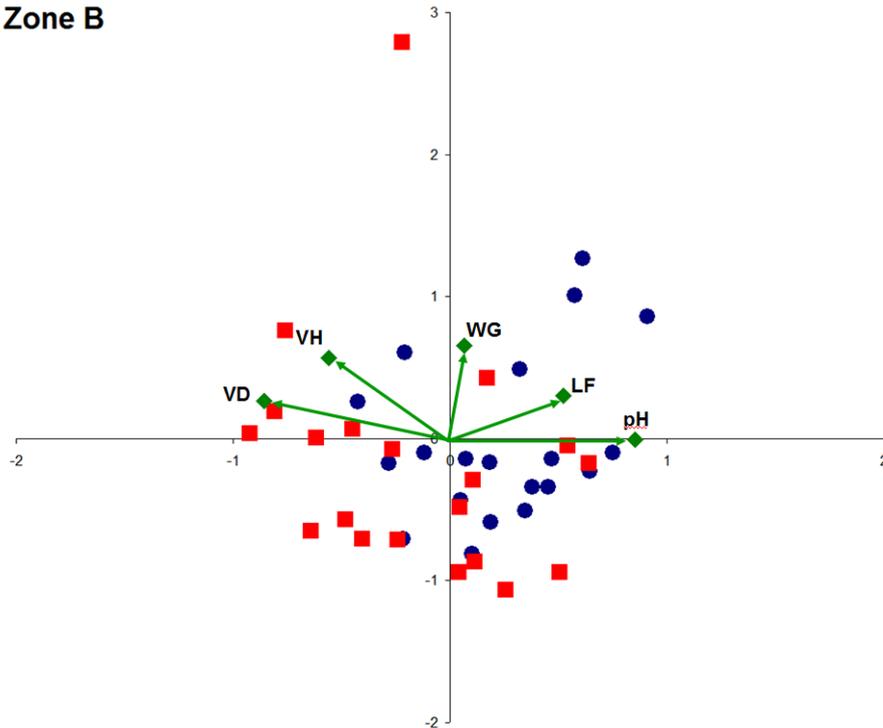


Abb 43: Ordination der Laufkäfergemeinschaften der jeweils 20 B-Zonen der Jahre 1993 (blau) und 2019 (rot) mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse unter Verwendung der ersten und zweiten kanonischen Achse. Umweltgradienten in grün. VD... Vegetationsdeckung, VH... Vegetationshöhe, WG... Wassergehalt, LF... Leitfähigkeit, pH... pH-Wert.

Zone C

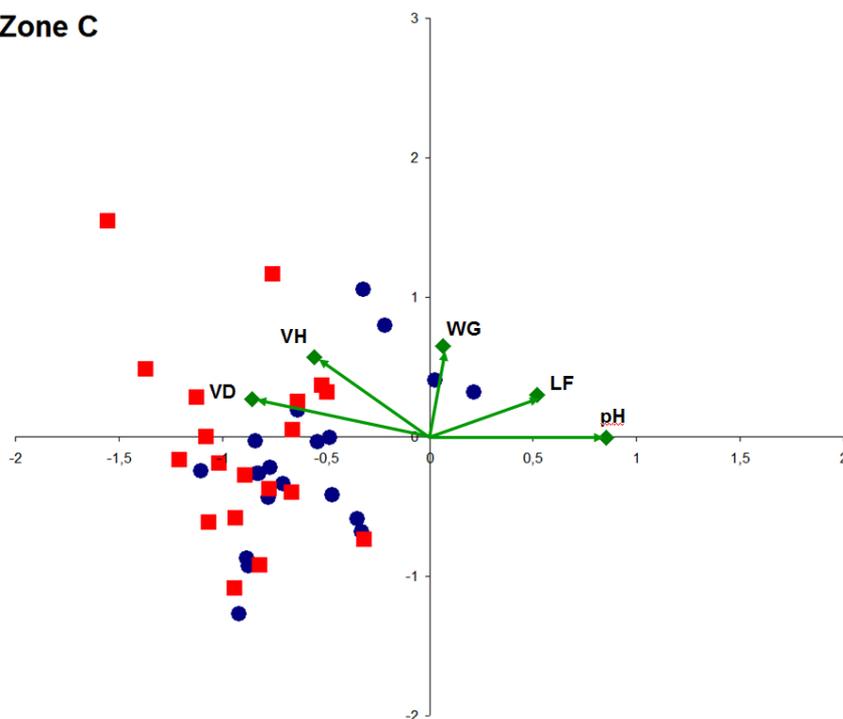


Abb 44: Ordination der Carabidengemeinschaften der jeweils 20 C-Zonen der Jahre 1993 (blau) und 2019 (rot) mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse unter Verwendung der ersten und zweiten kanonischen Achse. Umweltgradienten in grün. VD... Vegetationsdeckung, VH... Vegetationshöhe, WG... Wassergehalt, LF... Leitfähigkeit, pH... pH-Wert.

Insgesamt zeigt sich eine deutliche Verschiebung der Zönosen von 1993 zu 2019 in Richtung geringerer Salzgehalte (gemessen mittels Leitfähigkeit und pH) und in Richtung höherer Vegetationsdeckung und Vegetationshöhe (Abb. 42).

Eine noch deutlichere Verschiebung ist bei den B-Zonen erkennbar. Die Zönosen verschoben sich zwischen 1993 und 2019 in Richtung geringerer Wassergehalte und geringerer Leitfähigkeit; in Richtung der Vegetationsverhältnisse (VD und VH in Abb. 41) sind hier keine deutlichen Veränderungen erkennbar. Die verschilfte B-Zone des Unteren Stinkersees (USS) markiert den Ausreißer im ersten Orthanten (Abb. 43)

In den C-Zonen (Abb. 44) ist zumindest für einige der 20 Zonen eine Verschiebung in Richtung höherer Vegetationswert erkennbar. Insgesamt veränderten sich die C-Zonen in heterogener Weise.

Bemerkenswerte Salzlaufkäfer

Im Folgenden werden typische Laufkäfer-Arten der Seewinkel-Lacken vorgestellt. Es handelt sich dabei um halophile oder halobionte Arten, die auf intakte ökologische Verhältnisse in den Salzlacken angewiesen sind. Für sie bildet der Seewinkel einen österreichweiten, vielfach auch mitteleuropäischen oder sogar globalen Verbreitungsschwerpunkt.

Wir diskutieren jeweils die Fangzahlenverhältnisse zwischen 1993 und 2019, stellen diese Zahlen dann in einen historischen Kontext und vergleichen sie auch gegebenenfalls mit dokumentierten Nachweisen in anderen rezenten Studien (z. B. Zulka et al. 2016).

Die Körperlängenangaben in den Bildunterschriften folgen, falls nicht anders angegeben, Müller-Motzfeld (2004).

(1) *Cicindela littoralis nemoralis*

Cicindela littoralis nemoralis ist eine auffällige Sandlaufkäfer-Art (Abb. 45), die in den Salzlacken des Seewinkels in zeitweise großer Anzahl anzutreffen ist. Die Art *Cicindela littoralis* ist vom westlichen Mittelmeergebiet bis nach Zentralasien verbreitet und zerfällt in zahlreiche Unterarten. Wie bei vielen *Cicindela*-Arten war die taxonomische Abgrenzung lange sehr unklar. Die Populationen des Seewinkels liefen über die Zeit unter verschiedenen Namen (*Cicindela lunulata nemoralis*, *Lophyridia littoralis nemoralis*).



Abb. 45: Der Sandlaufkäfer *Cicindela littoralis nemoralis*. Körperlänge 10 bis 13 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Cicindela littoralis nemoralis ist einer von wenigen Salzkäfern, die 2019 in höheren Fangzahlen als 1993 festgestellt wurden. Der Hotspot des Vorkommens war im Jahr 1993 der Mittlere Stinkersee; daneben war dieser Sandlaufkäfer an der Janischlacke (Hölllacke) sowohl 1993 als auch 2019 zahlreich (Tab. 39).

Tab. 39: Fangzahlen von *Cicindela littoralis nemoralis* (Besammlung 1993 und 2019).

Lacken		1993				2019				Summe	
Code	Name	Juni		Juli	Sept.	Juni		Juli		Sept.	
		A	B	A	A	A	B	A	B	A	
01_ABS	Albersee	1			4	4			1		10
02_KIS	Kirchsee								1		1
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee			4					1		5
04_USS	Unterer Stinkersee	3		1							4
05_LSO	Mittlerer Stinkersee	12	1	9		15	18				55
06_OSS	Oberer Stinkersee			5		1			3		9
07_HLL	Janischlacke	3				5			11		19
08_OBL	Ochsenbrunnlacke								4		4
15_GNL	Neubruchlacke			1	1	2					4
16_WTL	Westliche Wörthenlacke								1		1
17_DSL	Darscho								1	2	3
18_MHL	Martinhoflacke								9	2	11
Summe		19	1	20	5	27	18	32	2	2	126

In der historischen Literatur galt der Sandlaufkäfer *Cicindela littoralis nemoralis* als häufig im Seewinkel: „in der Brigittenau selten, häufig am Neusiedlersee (Redtenbacher 1849); „um Wien selten, häufig am Neusiedlersee“ (Redtenbacher 1857, 1874). Schweiger (1979) nennt die Art an den Salzlacken „allgemein verbreitet“. Die außergewöhnliche Häufigkeit unter bestimmten Bedingungen wird von Machura (1935) genauer quantifiziert: „Bei sonnig heißem und ruhigem Wetter auf allen abgetrockneten Lacken und am Seestrand; auf stark ausgedörrtem Boden nur vereinzelt; an feuchten Stellen, gleichgültig ob Szik oder Sand, zahlreich; an Örtlichkeiten, wo noch einige Millimeter Wasser auf größerer Fläche steht, wie dies bei den letzten Wasserresten der Lacken und am flachen Seeufer der Fall ist, in ungemein dichter Ansammlung (50–70 pro m²)“.

Cicindela littoralis nemoralis ist innerhalb der Arthropodenzönose ein Top-Prädator, der sich von größeren Beutetieren ernährt als es die *Bembidion*- und *Dyschirius*-Arten tun. Seine hohe Mobilität und Flugaktivität ermöglicht es ihm, Nahrungsquellen aktiv zu folgen; die Art ist damit nicht so stark auf feuchte Spülsäume angewiesen wie andere Salzboden-Käferarten.

(2) *Scarites terricola*

Diese auffällige Art hat ein riesiges Verbreitungsgebiet von den Mittelmeerküsten über Zentralasien bis Japan (Jeannel 1941). In Mitteleuropa ist der Seewinkel das nördlichste Vorkommen (Franz 1964: „absolute Nordgrenze“).



www.eurocarabidae.de
(c) 2011 O. Bleich eMail: o.bleich@gmx.de

Abb. 46: Der grabende Laufkäfer *Scarites terricola*. Körperlänge 17 bis 22 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Scarites terricola war im Seewinkel sowohl 1993 als auch 2019 nur auf Lacken mit weichem Boden und geringen Tongehalten nachzuweisen (Tab. 40). Das Hauptvorkommen lag in beiden Fangperioden am Südlichen Unteren Stinkersee; an dieser Lacke waren sowohl Larven als auch Imagines über mehrere Fangperioden nachweisbar.

Tab. 40: Fangzahlen der Imagines von *Scarites terricola* (Besammlung 1993 und 2019).

Lacke Code Name		Imagines									Summe
		1993				2019					
		Juni			Sept.	Juni		Juli		Sept.	
		A	B	C	B	B	C	B	C	B	
01_ABS	Albersee	3									3
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee	1	2			2		10	1		16
04_USS	Unterer Stinkersee		1		1						2
05_LSO	Mittlerer Stinkersee			1		2	1	3	2		10
07_HLL	Janischlacke		3			2					5
Summe		4	6	1	1	6	1	13	3	1	36

Mit einer Ausnahme waren die Larven im Juli aktiv. Die Populationen am Albersee und am Unteren Stinkersee konnten im Jahr 2019 nicht mehr bestätigt werden (Tab. 41).

Tab. 41: Fangzahlen der Larven von *Scarites terricola* (Besammlung 1993 und 2019).

Lacke Code Name		Larven						Summe
		1993				2019		
		Juni	Juli			Juli		
		C	A	B	C	A	B	
01_ABS	Albersee				1			1
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee	1	3	6	3	3	1	17
04_USS	Unterer Stinkersee			3				3
07_HLL	Janischlacke				1			1
Summe		1	3	10	4	3	1	22

Redtenbacher (1874) erwähnt die Art (sub *Scarites arenarius*) erstmals für das Neusiedler-See-Gebiet: „Diese Art wurde Anfangs Mai 1866 von Herrn Miller in mehreren Exemplaren am Ufer des Neusiedler-Sees [sic] gesammelt.“ In den späteren faunistischen Übersichten fehlt die Art, Hoffmann (1925a) und Machura (1935) erwähnen sie nicht; Franz (1936) gibt als Nordgrenze der Verbreitung von *Scarites terricola* „Budapest, Debreczen“ für *Scarites terricola* an. Erst in den 1950er-Jahren gelangen neue Funde der Art im Seewinkel. Horion (1941) bezeichnete das Vorkommen im Seewinkel noch als „zweifelhaft“; berichtete aber später (Horion 1970) von den neuen Funden und vermutet, dass die Art neu eingewandert sei.

Scarites terricola ist mit seiner imposanten Körpergröße, seiner grabenden Lebensweise und seinen hohen Biotopansprüchen sicherlich einer der bemerkenswertesten Arten der Seewinkel-Käferfauna (vgl. Zulka 2006). Im Hauptvorkommensgebiet am Südlichen Unteren Stinkersee und am Mittleren Stinkersee konnte die Art 2019 noch in größerer Anzahl festgestellt werden. Vorkommen am Albersee

und am Unteren Stinkersee sind vermutlich erloschen, da diese Lacken die ökologischen Ansprüche der Art (offenes sandiges Ufer mit weichem Boden, gute Durchfeuchtung, hohes Nahrungsangebot, Zulka & Milasowszky, unpubl. Analysen) nicht mehr erfüllen.

Das bedeutende, da einzige mitteleuropäische Vorkommen der Art *Scarites terricola* im Seewinkel ist somit als Ganzes vom Erlöschen bedroht.

(3) *Dyschirius chalybeus gibbifrons*

Der Laufkäfer *Dyschirius chalybeus* hat eine weite Verbreitung von den Kanarischen Inseln über das Mittelmeergebiet bis Turkmenistan. Isolierte Vorkommen in Tschechien und im österreichischen Seewinkel stellen in Mitteleuropa die nördlichsten Vorposten der Art dar (Verbreitungskarte in Fedorenko 1996, p. 195). Fedorenko (1996) unterscheidet zwischen den westlichen Populationen als Nominatunterart *Dyschirius chalybeus chalybeus* ohne Kopfschildhöcker und den Populationen vom Balkan ostwärts als Unterart *Dyschirius chalybeus gibbifrons*, die einen solchen Höcker besitzt (Abb. 47); Populationen in Korsika sind intermediär (Fedorenko 1996, Müller 1922). Auch die Individuen der Seewinkel-Populationen besitzen diesen Höcker.



Abb. 47: Der grabende Laufkäfer *Dyschirius chalybeus gibbifrons*. Körperlänge 2,6 bis 3,6 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Im Jahr 1993 zeigte *Dyschirius chalybeus gibbifrons* eine deutliche Präferenz für die länger durchfeuchteten sandigen Weichboden-Lackenufer des Unteren Stinkersees, er trat aber auch vereinzelt an östlichen Lacken auf (Tab. 42):

Tab. 42: Fangzahlen von *Dyschirius chalybeus gibbifrons* (Besammlung 1993 und 2019, ergänzt um Fangzahlen von 2014 aus Zulka et al. 2016).

Lacken Code	Name	Jahr Periode	1993						1994	2014	Summe
			Juni		Juli		Sept.	April	Handfang		
			A	C	A	C	A	C			
01_ABS	Albersee				1					1	
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee							1	2	3	
04_USS	Unterer Stinkersee		9		1	1				11	
11_OFL	Östliche Fuchslochlacke		4							4	
13_KNL	Kleine Neubruchlacke				1				1	2	
Summe			13	1	2	1		1	1	2	21

Auch im Frühjahr 1994, während der Jahre 1997 und 1998 (unpublizierte Einzelfänge) und während der Handaufsammlung 2014 konnten Einzelexemplare des Taxons nachgewiesen werden (Zulka et al. 2016); alle diese Fänge gelangen jeweils nahe der Wasserlinie. Ähnlich wie beim Artenpaar *Bembidion minimum* – *Bembidion tenellum*, bei dem die Art *B. tenellum* die anspruchsvollere Art der nassen Ufer ist, präsentiert sich beim Artenpaar *Dyschirius salinus* – *Dyschirius chalybeus gibbifrons* Letztere als anspruchsvollere, höher spezialisierte und seltenere Form. Im Zuge der Beprobung 2019 war *D. c. gibbifrons* nicht mehr nachweisbar.

In der historischen Literatur erwähnt Redtenbacher (1849, 1858; 1874) die Art *D. chalybeus*, die zu dieser Zeit schon aus Südfrankreich beschrieben war, nicht. Hoffmann (1925a) charakterisiert *Dyschirius gibbifrons* mit den Worten: „...diese sonst mediterrane und Balkan-Art im südlichen Seegebiete bisweilen sehr häufig“.

Im Zuge der Aufsammlung 2019 konnte kein Exemplar der Art mehr nachgewiesen werden. Die geänderten hydrologisch-ökologischen Bedingungen mit frühem Austrocknen der Lacken erschweren offensichtlich die Aktivität und möglicherweise den Fortbestand der einstmals charakteristischen Art im Seewinkel. Der Untere Stinkersee mit seiner artifiziell verlängerten Wasserführung kam 1993 den Ansprüchen der Art entgegen; 2019 war die Verschilfung allerdings so weit fortgeschritten, dass eine offene Uferzone nicht mehr ausgebildet war.

(4) *Dyschirius salinus*

Die Unterart *Dyschirius salinus striatopunctatus* hat eine weite Verbreitung von Nordafrika über Südfrankreich bis nach China; nördlich schließt das Verbreitungsgebiet der Unterart *Dyschirius salinus salinus* an und reicht von Irland bis zum Baltikum (Fedorenko 1996). Die Populationen des Seewinkels gehören zur Unterart *Dyschirius salinus striatopunctatus*.



Abb. 48: Der grabende Laufkäfer *Dyschirius salinus*. Körperlänge 3,5 bis 4,8 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Unter den halophilen und halobionten *Dyschirius*-Arten ist *Dyschirius salinus* (Abb. 48) die am wenigsten spezialisierte. Die Art war im Jahr 1993 häufig und trat an vielen Lacken auf. Sie war dabei aber relativ auf feuchte Ufer angewiesen, was die vergleichsweise lange Aktivität über mehrere Fangperioden hinweg am sehr lange wasserführenden Unteren Stinkersee zeigt. Die Einzelfänge während der Frühjahrsperiode im April 1994 am Mittleren Stinkersee in den überstauungsfreien C-Zonen und Handaufsammlungen während der Beprobung 2014 (Zulka et al. 2016) unterstreichen ebenfalls die Präferenz für feuchte, wassernahe Stellen (Tab. 43).

Tab. 43: Fangzahlen von *Dyschirius salinus* (Besammlung 1993 und 2019, ergänzt um Fangzahlen von 2014 aus Zulka et al. [2016]).

Lacke Code	Name	1993									1994	2014	2019						Summe	
		Juni			Juli			Sept.			April	Juni	Juni		Juli	Sept.				
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	C		A	B	A	A	B	C		
01_ABS	Albersee	4								1		3								8
02_KIS	Kirchsee	1				1														2
	Südlicher Unterer																			
03_LSU	Stinkersee	1	1							1		10	4		1					18
04_USS	Unterer Stinkersee	16				44			5	3							1			69
	Mittlerer																			
05_LSO	Stinkersee		5	1		1					3									10
06_OSS	Oberer Stinkersee	5																		5
07_HLL	Janischlacke	44										10								54
11_FFL	Sechsmahdlacke	2											4							6
	Östliche																			
12_OFL	Fuchslochlacke	1										1								2
	Kleine																			
13_KNL	Neubruchlacke										1									1
15_GNL	Neubruchlacke	10	1									2								13
	Westliche																			
16_WTL	Wörthenlacke	8	4				4				1									17
17_DSL	Darscho		2			1	2		1				3	1		1	1	1		13
Summe		92	13	1		47	6		5	5	1	5	26	11	1	2	1	1	1	218

Im Jahr 2019 war die Art im Seewinkel nur mehr in Einzelexemplaren anzutreffen. In diesem Jahr illustrieren Fänge aus allen Perioden am Darscho, einer künstlich dotierten und somit permanent wasserführenden Lacke, dass die Aktivität der Art von der Wasserführung der Lacke in erheblichem Maße abhängig ist.

In der historischen Literatur werden die hohen Abundanzzahlen von *Dyschirius salinus* im Neusiedler-See-Gebiet wiederholt hervorgehoben. Redtenbacher (1949) schreibt: „Am Ufer des Neusiedlersees, sehr häufig.“ In den späteren Auflagen (Redtenbacher 1858, 1874) steht jeweils nur „am Ufer des Neusiedlersees“. Müller (1922) beschreibt die Entdeckungsgeschichte: „Die Art wurde zunächst von Schaum nach Exemplaren vom salzigen See bei Halle beschrieben und dann am Neusiedlersee in Anzahl gesammelt.“ Die Charakterisierung von Hoffmann (1925a) allerdings deutet auf mögliche Abundanzschwankungen hin: „Die häufigste Art des Gebietes, doch auch diese ist in den letzten Jahren nur noch sehr spärlich angetroffen worden“. In den 1930er-Jahren war die Art „an allen Sziklacken häufig“ (Machura 1935). Franz (1970) hebt ebenfalls die hohen Individuenzahlen hervor: „Imagines a. O-Ufer d. Neusiedlersees v. Mai bis August auf Salzboden mit nicht zu dürftiger Vegetation oft sehr zahlreich“.

Unter den aktuellen hydrologisch-ökologischen Bedingungen können sich keine großen Populationen von *Dyschirius salinus* ausbilden. Gute Durchfeuchtung und lange Wasserführung waren 1993 vor allem am Unteren Stinkersee und 2019 nur mehr am Darscho gegeben; beide Lacken werden künstlich dotiert. An diesen Stellen kommt der Käfer auch später im Jahr aktiv vor, wenn die anderen Lacken ausgetrocknet sind. Frühe Lacken-Austrocknung scheint mit erfolgreichem Populationsaufbau nicht vereinbar. Demzufolge ist die „häufigste Art des Gebiets“ (Hoffmann 1925a) nur mehr in Einzelexemplaren nachweisbar und das hauptsächlich an einer einzigen Lacke, dem Darscho, die von dem im Salzlackengebiet überall sonst zu beobachtenden Austrocknungsszenario bislang künstlich bewahrt wurde.

(5) *Dyschirius extensus*

Dyschirius extensus (Abb. 49) ist von England über Mitteleuropa und Südeuropa bis zur Krim verbreitet, kommt allerdings in diesem weiten Gebiet nur sehr zerstreut an Salzstellen vor.



Abb. 49: Der grabende Laufkäfer *Dyschirius extensus*. Körperlänge 3,9 bis 5,0 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

In den letzten Jahrzehnten ist die Art im Seewinkel nur mehr sporadisch aufgetaucht (Lethmayer 1992, Agnezy 2002, Forcke 2001 [in litt.], Holzer [in litt]). Seit etwa zwei Jahrzehnten sind keine Funde mehr gelungen.

In unseren Proben 1993 war die Art nicht enthalten, auch 2019 ist *D. extensus* nicht gefangen worden. Auch in Handaufsammlungen 2014 (Zulka et al. 2016) und früher war die Art im Gebiet nicht nachzuweisen.

Die Art muss im Seewinkel einst häufig gewesen sein. Müller (1922) charakterisiert die Art so: „*D. extensus* wurde von Schaum am salzigen See bei Eisleben in Sachsen in wenigen Exemplaren entdeckt, später von Ganglbauer und den Wiener Entomologen am Neusiedler See im Burgenland in größerer Zahl gesammelt“. Später bezeichnete Franz (1964) die Art bereits als „selten“. Fedorenko (1996) untersuchte für seine *Dyschirius*-Revision 93 Exemplare aus dem Neusiedler-See-Gebiet, die in verschiedenen Museen aufbewahrt werden (Fedorenko 1996, p. 141), was auf ein regelmäßiges Vorkommen der Art in höherer Abundanz schließen lässt. Die Art ist in Deutschland unmittelbar aussterbensgefährdet (Schmidt et al. 2016), in der Tschechischen Republik ist sie bereits ausgestorben (Veselý et al. 2005). Von einem bereits erfolgten oder bevorstehenden Aussterben im Seewinkel ist auszugehen. Mit dem Verlust mitteleuropäischer Vorkommensschwerpunkte droht der Art damit auch globales Aussterben. Eine genauere Untersuchung zum Status der Art im Seewinkel erscheint dringend nötig.

(6) *Bembidion minimum*

Bembidion minimum (Abb. 50) ist von Westeuropa bis Sibirien verbreitet und „in Mitteleuropa die häufigste Art des Salzgrünlands“ (Müller-Motzfeld 2004).



Abb. 50: Der Laufkäfer *Bembidion minimum*. Körperlänge 2,5 bis 3,1 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Bembidion minimum war im Jahr 1993 mit 213 gefangenen Individuen der häufigste salzbodenbewohnende Käfer im Seewinkel. Er wurde seinerzeit in 19 der 20 Lacken nachgewiesen. Dabei war er an Lackenufern mit tonigem Boden (Oberstinkersee, Kirchsee, östliche Lacken) deutlich

häufiger als an Lacken mit rein sandigem Boden (Mittlerer Stinkersee, Unterer Stinkersee, Südlicher Unterer Stinkersee, Neubruchlacke; vgl. Tab. 44).

Tab. 44: Übersicht über die Fangzahlen von *Bembidion minimum* aus der Untersuchung 1993 (Milasowszky & Zulka 1994), der aktuellen Untersuchung 2019 und einer Beprobung der Lackenufer mit Handaufsammlungen 2014 (Zulka et al. 2016).

Lacke Code	Name	Jahr		1993			Summe 1993	2014		2019			Summe 2019		
		Periode		Juni		Juli			Sept.		2019				
		A	B	A	B	C	A	B	C	A	B	A			
01_ABS	Albersee							4							
02_KIS	Kirchsee	6		4	1		11	26							
	Südlicher unterer														
03_LSU	Stinkersee			1			1								
04_USS	Unterer Stinkersee						1								
	Mittlerer														
05_LSO	Stinkersee	1	1		1	1	4	2							
06_OSS	Oberer Stinkersee	5		13	5		3	1	1			1			
07_HLL	Janischlacke	1	1	1	4		7	10							
08_OBL	Ochsenbrunnlacke			1	1		1	3							
09_LSB	Kipflacke	13		4	1		18								
10_BBL	Birnbaumlacke	3		11	1		1	16	1						
11_FFL	Sechsmahdlacke	9	1	2	5	1	8	2	28	9					
	Östliche														
12_OFL	Fuchslochlacke	3	1	3	1		1	9	7		1	1			
	Kleine														
13_KNL	Neubruchlacke			14	6		20								
	Westliche														
14_UFL	Fuchslochlacke	6		13	1		2	1	23						
15_GNL	Neubruchlacke	1					1		1	3		3			
	Westliche														
16_WTL	Wörthenlacke				4		2	6	3						
17_DSL	Darscho						1	1		1		1			
18_MHL	Martinhoflacke			7	3		1	11	1						
19_MSL	Moschatolacke	4		1	6		11	11	1						
20_LSA	Baderlacke			14			1	15	1						
Individuen		52	4	89	40	2	15	9	2	213	69	4	1	1	6
Lacken										19	14				4

Während der ersten Fangperiode im Juni 1993 war *Bembidion minimum* zunächst fast nur nahe der Wasserlinie in der inneren Lackenzone A festzustellen. Im Juli 1993 waren allerdings auch die Übergangszonen (B) gut besiedelt; einzelne Individuen konnten auch in den Außenzonen (C) festgestellt werden. Offenbar folgen die aus der Winterruhe erwachenden Individuen zunächst der Wasserlinie, wo im Frühjahr und Frühsommer im Spülsaum die höchste Nahrungskonzentration zu erwarten ist. Im Laufe des Jahres fallen die Uferzonen trocken und bilden für einige Zeit gut durchfeuchtete Schwundrisse, in denen Collembolen leben, die den Larven und Imagines als Nahrung

diesen. Diese ermöglichen die Fortpflanzung und den Aufbau großer Population von *Bembidion minimum*. Im Hochsommer sind demzufolge die Fangzahlen höher und weiter über die A- und B-Zonen verteilt; vereinzelt wurden da und später im Jahr Individuen auch in der C-Zone gefangen (Tab. 44).

Bei den Handaufsammlungen im Jahr 2014 (Zulka et al. 2016) konnte die Art noch an 14 von 20 Lacken festgestellt werden. 2019 waren hingegen nur mehr Einzelexemplare an vier Lacken anzutreffen.

In historischen Werken wird der Käfer als „sehr häufig“ angegeben (Redtenbacher 1849, sub *B. pusillum*). Hoffmann (1925a) nennt *Bembidion minimum* für das Neusiedlerseegebiet „hier eine der gemeinsten Arten.“ Wenngleich *Bembidion minimum* auch gelegentlich auf nicht-salinen Böden auftritt (z. B. Paill [2019], Teichufer-Schlammflur bei Oberpullendorf), so stammen doch fast alle Nachweise der Art in Österreich von Salzböden des Seewinkels.

Unter den aktuell herrschenden ökologisch-hydrologischen Bedingungen im Seewinkel gelang es selbst dieser einst häufigsten und euryöksten Salzbodenart im Jahr 2019 nicht mehr, nennenswerte Populationen aufzubauen. Gegen die Möglichkeit, *Bembidion minimum* sei noch abundant präsent, habe sich aber auf Stellen fernab der Fallen zurückgezogen, spricht, dass die Art in früheren Zeiten überall in den Lackenböden vertreten war und insbesondere in den tonigeren Böden die Schwundrisse praktisch flächendeckend besiedelt hatte. Positiv ist lediglich zu vermerken, dass 2019 zumindest noch vereinzelt Individuen festgestellt werden konnten.

(7) *Bembidion tenellum*

Bembidion tenellum (Abb. 51) ist die Schwesterart von *Bembidion minimum*.

Die morphologischen Unterschiede sind subtil, ökologisch sind die beiden Arten allerdings deutlich verschieden (Zulka & Milasowszky, unpubliziert). *Bembidion tenellum* ist wesentlich spezialisierter und strenger an die sehr feuchten Verhältnisse nahe der Wasserlinie gebunden.

Bembidion tenellum ist vom Mittelmeergebiet bis zum Kaukasus verbreitet, zeigt aber große Verbreitungslücken in Europa. Die Halophilie der Art wird hervorgehoben („Lebensweise ähnlich wie *B. minimum*, oft mit diesem zusammen, aber stets wesentlich seltener und höhere Ansprüche an den Salzgehalt stellend“, Müller-Motzfeld 1989).

Hinsichtlich der Vorkommen an Seewinkel-Lacken verhielt sich *Bembidion tenellum* komplementär zu *Bembidion minimum* (Tab. 44): Ersterer kam nur an sandig-feuchten Lacken des Seedamms (Untere Stinkerseen, Albersee, Janischlacke) vor; an diesen Lacken zeigte *Bembidion minimum* deutlich geringere Abundanzen als an den Lacken mit tonigeren Böden.



Abb. 51: Der Laufkäfer *Bembidion tenellum*. Körperlänge 2,2 bis 3 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Im Gegensatz zu *Bembidion minimum* lebt *Bembidion tenellum* nahe der Wasserlinie; er wurde 1993 hauptsächlich während der ersten Fangperiode an noch wasserführenden Lacken gefangen und trat am Unteren Stinkersee, einer Lacke mit stabilisiertem Wasserstand, im Juli noch zahlreich auf (Tab. 45). In der äußeren Lackenzone C wurde *Bembidion tenellum* nie und in der B-Zone nur ganz vereinzelt gefangen. Später im Jahr – nach fortgeschrittener Austrocknung – wurde die Art nicht mehr gefangen. Im Jahr 2014 konnte die Art noch an schlickig-feuchten Stellen von vier Lacken gefunden werden (Tab. 45). Im Jahr 2019 konnte die Art im Seewinkel nicht mehr nachgewiesen werden.

Tab. 45: Übersicht über die Fangzahlen der Untersuchung 1993 (Milasowszky & Zulka 1994) und eine Beprobung der Lackenufer mit Handaufsammlungen 2014 (Zulka et al. 2014). 2019 wurde die Art nicht mehr nachgewiesen.

Lacke Code	Name	1993		2014	Summe	
		Juni				Juli
		A	B	A	B	
01_ABS	Albersee			1	1	
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee	1	1	2	4	
04_USS	Unterer Stinkersee	5	1	21	2	29
05_LSO	Mittlerer Stinkersee	1	2	3		6
07_HLL	Janischlacke	1				1
10_BBL	Birnbaumlacke			3		3
Summe		8	4	23	2	48

Historische Abundanzangaben sind bei *Bembidion tenellum* wegen lang bestehender taxonomischer Unklarheiten unsicher. Redtenbacher (1849) bezeichnet die Art als „selten“. Hoffmann (1925a) bezeichnet sie im Neusiedler-See-Gebiet als „häufig“ was wohl aus den hohen lokalen Individuenzahlen, die die Art an geeigneten Ufern ausbildet, zu interpretieren ist. In den meisten mitteleuropäischen Ländern steht die Art auf der Roten Liste; in Bayern ist die Art erloschen (Lorenz & Fritze 2020).

Bembidion tenellum ist wie *Bembidion minimum* innerhalb Österreichs praktisch ausschließlich auf die Lebensräume des Seewinkels angewiesen. Frühere Nachweise außerhalb des Seewinkels beziehen sich meist auf *Bembidion azurescens*, mit dem die Art lange Zeit verwechselt wurde. Paill (2019) berichtet allerdings von vereinzelt Funden der Art an Süßwasserufern im südlichen und mittleren Burgenland.

Unter den gegenwärtigen ökologisch-hydrologischen Bedingungen kann *Bembidion tenellum* keine nachweisbaren Populationen mehr ausbilden, auch wenn eine Lacke kurzzeitig wasserführend ist, wie das im Mai 2019 bei der ersten Fangperiode der Fall war. Der Käfer konnte da auch nicht in den wasserführenden westlichen Lacken des Seedamms nachgewiesen werden, die 2019 augenscheinlich noch geeignete Bedingungen für ein Vorkommen geboten hätten. Es besteht hohe Aussterbensgefahr.

(8) *Pogonus luridipennis*

Pogonus luridipennis (Abb. 52) ist ein halobionter Salzstellenbewohner mit einer weiten Verbreitung von Westeuropa bis Mittelasien, wo er auf Küsten und Binnenlandsalzstellen beschränkt vorkommt.



Abb. 52: Der Laufkäfer *Pogonus luridipennis*. Körperlänge 6,0 bis 8,7 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Wie aus den Proben 1993 zu ersehen ist, besiedelte *Pogonus luridipennis* bevorzugt die innere Lackenzone A. *Pogonus luridipennis* ist schwerpunktmäßig im Juni aktiv. Zu dieser Zeit gelangten

auch die oberflächenaktiven Larven in den Fallen. *Pogonus luridipennis* ist einer der wenigen Salzkäfer, dessen Fangzahlen 2019 höher waren als 1993. Insgesamt wurde die Art an 15 Lacken festgestellt, 1993 war die Art in 12 Lackenufern präsent, 2019 in deren 11 (Tab. 46).

Tab. 46: Übersicht über die Fangzahlen von *Pogonus luridipennis* bei den Untersuchungen 1993/1994 (Milasowszky & Zulka 1994) und 2019; ergänzt um Zahlen von 2014 aus einem anderen Projekt (Zulka et al. 2016).

Lacke-Code	Zone Name	1993			1994	2014	2019			Summe					
		Juni A	Juli A B	Sept. A	April C	Juni A B	Juli A B	Sept. A							
02_KIS	Kirchsee		1			2				3					
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee					2	33			35					
04_USS	Unterer Stinkersee	3					1			4					
05_LSO	Mittlerer Stinkersee	1	2	2	1		1			7					
06_OSS	Oberer Stinkersee	1				3	29			33					
07_HLL	Janischlacke	21	5	6						32					
08_OBL	Ochsenbrunnlacke	1	1	4			9			15					
09_LSB	Kipfllacke		1	1						2					
11_FFL	Sechsmahdlacke		15	1			54	2	1	73					
12_OFL	Östliche Fuchslochlacke						1		1	2					
14_UFL	Westliche Fuchslochlacke		1				14			15					
15_GNL	Neubruchlacke		10							10					
16_WTL	Westliche Wörthenlacke							1		1					
17_DSL	Darscholacke		1				2			3					
18_MHL	Martinhoflacke	1							1	2					
Summe Individuen		28	32	5	1	13	1	7	143	1	3	1	2	23	7

In der historischen Literatur wird die Art als häufig beschrieben: „Am Rande von Pfützen um Wien, sehr selten, am Ufer des Neusiedlersees, häufig“ (Redtenbacher 1849, 1858, 1874). „Im Frühjahr in unzählbaren Mengen im Anspülicht der Lacken und des Sees“ (Machura 1935).

Pogonus luridipennis ist in seiner Verbreitung in Österreich auf das Neusiedler-See-Gebiet beschränkt. Paill et al. (2000) berichten zwar von einem Nachweis östlich von Graz („Steinberg-Wiesenthal b. Aual, leg. Adlbauer Lichtanflug“), interpretieren diesen Fund aber als „einmalige Verschleppung“.

P. luridipennis war auch im neuen Jahrtausend im Seewinkel weit verbreitet, an Lacken unterschiedlichen Charakters anzutreffen und hinsichtlich der Fangzahlen relativ häufig.

Voraussetzungen für ein Vorkommen ist offensichtlich ein offene, unbewachsene A-Zone. In überwachsenen und überformten Lacken (Kipflacke, Baderlacke, Kleine Neubruchlacke) kommt der Käfer nicht mehr vor.

(9) *Pogonus peisonis*

Syn. *Pogonus persicus* ssp. *peisonis*, *Pogonus transfuga*

Als eigene Art und nicht als Unterart von *Pogonus persicus* betrachtet, beherbergt das Neusiedlerseegebiet einen substantiellen Prozentsatz der Welt-Vorkommensgebiete dieser Art, die abgesehen vom Seewinkel noch an einigen osteuropäischen Salzstellen vorkommt.

Im Jahr 1993 war die Art noch an den westlichen Lackenufern verbreitet, trat jedoch eher in der Peripherie der Lacken auf als die Art *Pogonus luridipennis*. Nach den Fangzahlen zu urteilen, stellte die B-Zone des Mittleren Stinkersees (LSO) einen Vorkommenschwerpunkt dar, in der sowohl während der ersten als auch während der zweiten Periode 1993 zahlreiche Individuen nachgewiesen wurden. Im Jahr 2019 konnten nur mehr zwei Individuen dieser Art, eines am Oberen Stinkersee, eines am Darscho, festgestellt werden. Die 1993 noch individuenstarke Population am Mittleren Stinkersee konnte nicht mehr bestätigt werden (Tab. 47).

Tab. 47: Übersicht über die Fangzahlen von *Pogonus peisonis* bei den Untersuchungen 1993 (Milasowszky & Zulka 1994) und 2019.

Lacken Code	Name	1993					2019		Summe
		Juni		Juli		Sept.	Juni	Juli	
		A	B	A	B	B	A	A	
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee		1	1	5	1			8
04_USS	Unterer Stinkersee	3		7		1			11
05_LSO	Mittlerer Stinkersee		32		11	1			44
06_OSS	Oberer Stinkersee	3					1		4
07_HLL	Janischlacke	2		1					3
11_FFL	Sechsmahdlacke	4							4
15_GNL	Große Neubruchlacke	1							1
17_DSL	Darscho	1			4			1	6
Summe		14	33	9	20	3	1	1	81

In der historischen Literatur (Redtenbacher 1849, p. 83) werden die Seewinkel-Vorkommen der Art unter dem Namen „*Pogonus riparius* (am Neusiedler See)“ ohne nähere Häufigkeitsangaben geführt. Erst Ganglbauer (1892) beschrieb die Formen des Neusiedler Sees als eigene Art *Pogonus peisonis* n.

sp. und stellte die morphologischen Unterschiede zwischen *Pogonus riparius* und *Pogonus peisonis* heraus. Hoffmann (1925a) wies auf die Abundanzschwankungen von *Pogonus peisonis* im Seewinkel hin: „bis 1910 gemein, dann rasch abnehmend, derzeit nur hie und da in wenigen Exemplaren“. Ob die Art 2019 Opfer einer solchen Abundanzschwankung war oder ob die Bedingungen längerfristig für einen Fortbestand der Art ungeeignet sind, lässt sich angesichts der Befunde nicht eindeutig entscheiden.

Wie andere typische Arten der *Puccinellia*-Spülsaum-Zone (z. B. *Amara strandi*, *Anisodactylus poeciloides*) hatte die Art 2019 jedenfalls extreme Einbußen zu verzeichnen. *Pogonus peisonis* ist im Seewinkel hochgradig aussterbensgefährdet; mit dem Verlust des Seewinkel-Populationen wäre die Art auch im Weltmaßstab akut vom Aussterben bedroht. Ein Projekt, das den Gesamtstatus speziell beleuchtet, wäre dringend in Angriff zu nehmen.

(10) *Anisodactylus poeciloides*

Der Käfer *Anisodactylus poeciloides* (Abb. 53) ist von Nordafrika über das Mittelmeergebiet verbreitet und kommt nördlich bis ins Baltikum vor. Der Käfer ist von mitteldeutschen Salzstellen bekannt und in Mitteleuropa überall selten und in den höchsten Gefährdungsstufen der Roten Listen aufgeführt.



Abb. 53: Der samenfressende Laufkäfer *Anisodactylus poeciloides*. Körperlänge 10 bis 12 mm (Jeannel 1942). Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Im Jahr 1993 konnte die Art im Seewinkel in einigen Individuen nachgewiesen werden; das individuenreichste Vorkommen fand sich an der Janischlacke (Hölllacke) im Juni und Juli. Vereinzelt wurde die Art auch anderen westlichen Lacken und an der Freiflacklacke festgestellt (Tab. 48). Die

Art trat fast ausschließlich in den *Puccinellia*-B-Zonen auf, was wohl mit der Nahrungspräferenz zu erklären ist: „Questa specie... si nutre probabilmente dei semi di *Puccinellia*: in più occasioni ho veduto esemplari arrampicati su questa graminacea alofila“; „Diese Art... ernährt sich wahrscheinlich von *Puccinellia*-Samen, bei mehreren Gelegenheiten habe ich Exemplare gesehen, die auf dieses halophile Gras klettern; Ratti 1986). Im Zuge eines anderen Projekts (Zulka et al. 2014) wurde die Art 2001 in einem Trockenrasen, der an ein Puccinellietum grenzt, am Oberstinkersee nachgewiesen. In der Fangperiode 2019 wurde die Art nur mehr in einem Einzelexemplar festgestellt (Tab. 48).

Tab. 48: Übersicht über die Fangzahlen von *Anisodactylus peociloides* bei den Untersuchungen 1993 (Milasowszky & Zulka 1994) und 2019; ergänzt um einen Nachweis 2001 aus einem anderen Projekt (Zulka et al. 2014).

Lacken Codes	Namen	1993			2001	2019	Summe	
		Juni		Juli		Sept.		Juli
		B	A	B	C	B		
03_LSU	Südlicher Unterer Stinkersee			1		1	2	
05_LSO	Mittlerer Stinkersee	1					1	
06_OSS	Oberer Stinkersee				1		1	
07_HLL	Janischlacke	5		7			12	
11_FFL	Sechsmahdlacke			1			1	
Summe		6	1	8	1	1	17	

Bereits Redtenbacher (1949, 1858, 1874) weist auf das Vorkommen von *Anisodactylus peociloides* (sub *Anisodactylus pseudoaeneus*) in der Region hin: „am Ufer des Neusiedler-Sees“. Hoffmann (1925b) charakterisiert die Art als „bis 1908 sehr häufig, in den darauffolgenden Jahren nur sporadisch, 1924–1925 wieder in einiger Anzahl“. Franz & Beier (1948) beschreiben die Art als „im Salzlackengebiet bei Illmitz und Apetlon zahlreich (lg. Franz)“. Schweiger (1979) charakterisiert sie als „halobiont, sehr lokal“.

Ein Aussterben des Seewinkel-Bestands ist nach den vorliegenden Befunden wahrscheinlich. Wie *Pogonus peisonis* und *Amara strandi* ist die Art in den Puccinellieten (B-Zone) der Lackenspülsäume beheimatet, ein Lebensraum, dessen ökologische Bedingungen durch die Grundwasserabsenkung offenbar besonders stark verändert wurden.

(11) *Amara strandi*

Taxonomische Unsicherheiten umgaben die Form über lange Zeit. Obwohl sie durch das Fehlen eines Scutellarporenpunkts gut gekennzeichnet ist, wurde sie lange Zeit nicht als eigenständig wahrgenommen, später dann nur als Unterart *Amara tricuspidata pseudostrenua* aufgefasst (Hieke 1970). Zwischen der Erstbeschreibung durch Kult (1946) und der Revision durch Fassati (1957) war die Form offiziell nur aus dem Neusiedlersee-Gebiet bekannt. Letztlich wurde sie mit *Amara strandi* synonymisiert (Hieke 1999) (Abb. 54).



www.eurocarabidae.de
© 2019 © Bleich - Mail: bleich@gymn.de

Abb. 54: Der samenfressende Laufkäfer *Amara strandi*. Körperlänge 6,0 bis 8,0 mm. Verwendung mit freundlicher Genehmigung des Bildautors Ortwin Bleich.

Im Seewinkel kam die Art 1993 im Juni und Juli fast nur in den *Puccinellia*-Beständen der B-Zone vor, dort aber sehr zahlreich (Tab. 49). In der Moschatolacke, deren Zonierung schon 1993 untypisch war, wurde die Art auch in der Außenzone C gefangen. In Jahr 2019 konnte die Art nur mehr in der B-Zone dieser Lacke festgestellt werden. Die Fangzahlen gingen von 90 Individuen im Jahr 1993 auf 3 Individuen im Jahr 2019 zurück (Tab. 49).

Innerhalb Österreichs war *Amara strandi* lange nur vom Seewinkel bekannt, bis Zulka (2012) einen Nachweis von der Zwingendorfer Salzstelle (Niederösterreich) publizierte. Wahrscheinlich ist die enge Bindung an *Puccinellia*-Fluren als Folge einer Nahrungsspezialisierung zu erklären. Ciupa (1992) beschreibt seine Felderfahrten: „Mehrere Tiere saßen im Gemeinen Salzschwaden (*Puccinellia distans*) und fraßen in den Fruchtständen. Bei der geringsten Bodenerschütterung ließen sie sich fallen.“

Tab. 49: Übersicht über die Fangzahlen von *Amara strandi* bei den Untersuchungen 1993/1994 (Milasowszky & Zulka 1994) und 2019.

Lacken	Code	Name	1993				1994	2019		Summe	
			Juni		Juli		Sept.	April	Juni		Juli
			B	C	A	B	C	B	B		
01_ABS		Albersee	38							38	
02_KIS		Kirchsee	2							2	
03_LSU		Südlicher Unterer Stinkersee	1			2				3	
05_LSO		Mittlerer Stinkersee					1			1	
06_OSS		Oberer Stinkersee				1				1	
07_HLL		Janischlacke	8			16	2			26	
09_LSB		Kipflacke				1				1	
12_OFL		Östliche Fuchslochlacke	1			3				4	
19_MSL		Moschatolacke	2	11	1			2	1	17	
Summe			52	11	1	23	2	1	2	1	93

Obwohl *Puccinellia*-Bestände nach wie vor an vielen Lacken bestehen, erfüllen die Bedingungen in diesen B-Zonen die ökologischen Anforderungen, die *Amara strandi* stellt, offenbar nicht mehr. Ein vollständiges Aussterben dieser für den Seewinkel sehr charakteristischen Art erscheint möglich, ja wahrscheinlich.

(12) *Microlestes corticalis*

In Mitteleuropa erreicht dieser winzige Käfer im Seewinkel den nördlichsten Punkt seines Verbreitungsgebiets, das von den Kanarischen Inseln, Nordafrika über das Mittelmeergebiet nach Mittelasien reicht (Magistretti 1962, Franz 1964, Vigna Taglianti 1994).

Microlestes corticalis ist einer der wenigen Salzkäfer, die 2019 in höheren Stückzahlen festgestellt wurden als 1993. Die Art zeigte 1993 und 2019 eine Präferenz für tonige Lacken. Sie war nicht nur in der A-Zone, sondern auch häufig in der B-Zone und vereinzelt in der C-Zone anzutreffen. Besonders häufig war die Art 1993 im Lackenboden der Birnbaumlacke, 2019 erreichte sie in den beiden Fuchslochlacken die höchsten Nachweiszahlen. Die Art lebt offenbar in den Schwundrissen der austrocknenden Lackenböden. Die Hauptaktivität wurde im Jahr 2019 erst im Juli erreicht (Tab. 50).

Microlestes corticalis wird von Redtenbacher (1849, 1858 und 1874) nicht genannt und auch von Hoffmann (1925a, 1925b) nicht erwähnt. Die frühesten Nennungen aus dem Seewinkel stammen von Machura (1935), allerdings ohne Häufigkeitsangabe. Gemäß Franz (1964) ist die Art im „im Salzlackengebiet zwischen Podersdorf, Illmitz und Apetlon nicht selten“.

Die in Österreich bekannt gewordenen Funde der Art stammen alle aus dem Seewinkel. Franz (1970) charakterisiert die Ansprüche mit den Worten: „an trockenen und feuchten Standorten warmer Landschaften, gern auf Salzboden“. Nach den Vorkommensdaten unserer Studie ist die Art trockenheitstoleranter als die anderen Laufkäfer der Salzböden.

Tab. 50: Übersicht über die Fangzahlen von *Microlestes corticalis* bei den Untersuchungen 1993 (Milasowszky & Zulka 1994) und 2019.

Lacken Code	Name	1993					Summe 1993	2019					Summe 2019	Gesamt- Summe
		Juni		Juli		Sept		Juni		Juli				
		A	B	A	B			B	A	B	C			
02_KIS	Kirchsee		3		1		4	1				1	5	
06_OSS	Oberer Stinkersee							2		2	1		5	5
08_OBL	Ochsenbrunnlacke	1	3	2			6	1	1	1			3	9
09_LSB	Kipflacke				2		2							2
10_BBL	Birnbaumlacke	4	31	10	12		57			2	5	1	8	65
11_FFL	Sechsmahdlacke	1	1	2	1	1	6			10	1		11	17
12_OFL	Östliche Fuchslochlacke	1			2		3			26	15		41	44
13_KNL	Kleine Neubruchlacke				1		1							1
14_UFL	Westliche Fuchslochlacke	3		2	1		6			17	4	5	26	32
15_GNL	Westliche Neubruchlacke							2		4	1		7	7
16_WTL	Wörthenlacke									4			4	4
18_MHL	Martinhoflacke										1	2	3	3
20_LSA	Baderlacke		6		1		7							7
Summe		10	44	19	18	1	92	6	1	66	28	8	109	201

Diskussion

Aus carabidologischer Sicht sind die Salzboden-gebundenen Laufkäfer-Arten die wichtigsten Zielarten im Seewinkel. Diese Arten sind im österreichischen Maßstab entweder ganz auf den Seewinkel beschränkt oder haben dort ihre Hauptvorkommen. Teilweise sind die Seewinkel-Vorkommen dieser Arten von europaweiter oder globaler Bedeutung. Daraus leitet sich ab, dass einem Schutz dieser Arten im Seewinkel höchste Priorität zukommt.

Umso auffälliger erscheint, dass unter diesen typischen Arten einige gar nicht mehr nachgewiesen werden konnten (*Bembidion tenellum*, *Dyschirus chalybeus gibbifrons*, *Bembidion varium*), andere drastische und signifikante Bestandeinbußen (*Chlaenius spoliatus*, *Bembidion minimum*) verzeichnen mussten. Obwohl das häufige Auftreten anderer Salzbodenbewohner (*Pogonus luridipennis*, *Microlestes corticalis*) und Heterogenität der Salzlacken dazu führen, dass die Abundanz-Unterschiede

bei den halobionten Arten insgesamt nicht signifikant sind, wiegen die Verluste bei diesen speziellen Arten schwer. Eine kritische Neubewertung ihrer österreichweiten Gesamt-Gefährdungssituation erscheint aufgrund der hier erarbeiteten Befunde unabdingbar.

Besonders dramatisch wirken die Verluste bei den Arten der B-Zone, des Puccinellietums, *Amara strandi*, *Anisodactylus poeciloides* und *Pogonus peisonis*. Diese 1993 in vielen B-Zonen (*Amara strandi*, *Pogonus peisonis*) oder zumindest stellenweise (*Anisodactylus poeciloides*) auftretenden Arten waren zwar 2019 nicht verschwunden, aber nur mehr in Einzelexemplaren anzutreffen.

Aussüßung und Austrocknung haben offenbar in den Spülsäumen noch stärkere Wirkung als auf den eigentlichen Lackenböden gezeitigt, obwohl die Pflanzengesellschaft des Puccinellietums meist noch vorhanden ist.

Deutlich zeigen sich die Verluste bei den westlichen Lacken. Diese gehörten 1993 zu den feuchtesten Lacken mit der längsten Wasserführung; die Grundwasserabsenkung, die bereits damals den ganzen Seewinkel betroffen hat, war möglicherweise durch hohe Wasserstände der Neusiedler Sees innerhalb gewisser Grenzen abgepuffert. Signifikante Unterschiede konnten hier in den Individuenzahlen bei den Salzarten (i. W. Sinne), den Feuchtgebietsarten und den gefährdeten Arten festgestellt werden, was darauf hindeutet, dass diese westlichen Lacken sich dem hydrologischen Regime der östlichen Lacken annähern.

Dass die hydrologischen Verhältnisse – frühe Austrocknung und daraus resultierende Aussüßung des Oberbodens – eine entscheidende Rolle in den beobachteten Mustern spielt, ist am Darscho ablesbar. Diese Lacke wird künstlich dotiert. An ihren Ufern war beispielsweise Aktivität des Salzkäfers *Dyschirius salinus* 2019 bis in den Herbst hinein feststellbar. Ein Massenvorkommen des nicht halophilen Bewohners feuchter Sandufer *Omophron limbatum* an dieser Ufern bewirkte, dass sich die Fangzahlen der Laufkäfer 1993 und 2019 insgesamt nicht deutlich unterschieden. Einige der nur mehr in Einzelexemplaren nachgewiesenen Arten waren hier noch präsent.

Insgesamt zeigen die Daten einen hohen Turnover der Laufkäferfauna im Seewinkel zwischen 1993 und 2019 an. Weniger als die Hälfte der insgesamt nachgewiesenen Arten war in beiden Fangperioden 1993 und 2019 anzutreffen. Der Artenzuwachs 2019 ist vor allem den Lacken zuzuschreiben, die ihren ökologischen Charakter seit 1993 stark verändert haben. Die Kipflacke wurde zunächst entwässert (Zulka et al. 2016), verschilfte dadurch und präsentierte sich 2019 als ruderalisierte tonige Wiese; der ursprüngliche Charakter oder gar eine Lacken-Zonierung waren völlig verloren gegangen. Ähnlich starke Veränderungen haben die Baderlacke und die Moschatolacke erfahren, die nicht mehr als Lacken ansprechbar sind. Aber selbst Lacken wie der Albersee haben ihren ökologischen Charakter seit 1993 deutlich verändert. Der Albersee führen frühes Trockenfallen und durch effektive Beweidung herbeigeführte Kurzrasigkeit zum Charakter eines ruderalisierten Sandtrockenrasen über

weite Strecken des Jahres, der zwar jetzt neben Ruderalarten auch interessante Arten des Seedamms beherbergt, den Salzlackenhabitus aber eingebüßt hat. Es dominiert dort inzwischen *Harpalus distinguendus*, eine relativ triviale Art trockener Äcker, die 1993 im Seewinkel noch nicht angetroffen wurde. Im Seewinkel haben auch andere Trivialarten wie *Amara aenea* und *Harpalus rufipes* gegenüber 1993 an Individuenzahl tendenziell zugenommen, die Zunahme liegt bei *Amara aenea* an der Signifikanzschranke.

Auch andere Lacken haben ihren Charakter verändert, was sich in der Laufkäfer-Besiedlung niederschlug. Der Untere Stinkersee ist durch Verschilfung so verwachsen, dass typische Uferzonen im Frühjahr nicht mehr ausgebildet sind. Die Westliche Wörthenlacke ist durch die Nähe zum Rinderstall im Uferbereich inzwischen eine stark ruderalisierte Feuchtbrache mit hohem Nährstoffangebot geworden. Auf solch veränderten Lacken traten neue, meist untypische Arten hinzu, die 1993 nicht präsent waren.

In Einzelfällen traten durch diese Veränderungen bemerkenswerte Arten in die Zönosen neu ein, wie beispielweise die Laufkäfer *Harpalus cupreus* (auf den feuchten tonigen Böden der degradierten Lacken) und *Harpalus cribricollis*, ein thermophiler Trockenrasenbewohner. Beide Arten sind schon aus der Zeit vor 1993 aus dem Seewinkel bekannt, waren aber über die Jahre sehr selten. Insgesamt ist die Erhöhung der Artenzahl im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass zu den typischen Arten des Salz- und Trockenstandorte neue Arten hinzutraten, die durch die veränderten Bedingungen degradierter Lacken gefördert wurden.

Insgesamt deuten die Veränderungen im Seewinkel an, dass die hydrologisch-ökologischen Entwicklungen, die bereits 1993 erkennbar waren, sich vertieft und ausgedehnt haben. Waren 1993 von Austrocknung und Aussüßung primär die östlichen Lacken betroffen, so sind nun auch die sandigen Lacken des Seedamms in diesen Trend geraten. Der Trend ist bereits so weit fortgeschritten, dass selbst einstmals im Seewinkel ubiquistische Salzstandortsbewohner wie *Bembidion minimum* inzwischen nur mehr in Einzelexemplaren auftreten. Künstlich dotierte Lacken wie der Darscho zeigen, dass solche Arten aber aktiv sind, wenn die ökologischen Bedingungen passen. Eine Trendwende bei den hydrologischen Bedingungen herbeizuführen erscheint unmittelbar dringlich. Noch eine Reihe schlechtere Jahre können bei vielen der hier untersuchten Arten zum Aussterben des Seewinkel-Bestands führen, bei den nicht mehr nachgewiesene Arten ist dieses Aussterben möglicherweise schon eingetreten.

Dank

Wir bedanken uns sehr herzlich bei Herrn Priv. Doz. Mag. Dr. Wolfgang Willner (V.I.N.C.A.) für die Vegetationsaufnahmen in den Untersuchungsflächen und die Expertise zur Literatur der Pflanzenzeigerwerte. Unser Dank gilt auch Herren Dr. Michael Dvorak, der uns die Grundwasserdaten übermittelt hat. Ein besonderer Dank gilt Arno Cimadom PhD und DI Harald Grabenhofer vom Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel, die nicht nur wertvolle Daten beigesteuert haben, sondern mit ihrem regen Interesse an dem Projekt dieses maßgeblich unterstützt haben.

Literatur

- Agnezy, S., 2003: Von Weingarten zu Trockenrasen. Sand Lebensräume am Podersdorfer Seedamm (NP Neusiedler See-Seewinkel). Laufkäfer als Indikatoren für landschaftliche Veränderungen. Diplomarbeit an der Universität Wien, 36 pp.
- aprentas, 2017: pH-Messen. In: aprentas (eds) Laborpraxis Band 2: Messmethoden. Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-0348-0968-9_11
- Barber H.S., 1931: Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*: 259–266.
- Bell J.R., Bohan D.A., Shaw E.M., Weyman G.S., 2005: Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and model. *Bulletin of Entomological Research* 95: 69–114. doi: 10.1079/BER2004350
- Blandenier G., 2009: Ballooning of spiders (Araneae) in Switzerland: general results from an eleven-year survey. *Bulletin of the British Arachnological Society* 14: 308–316.
- Blandenier G., Bruggisser O.T., Rohr R.P., Bersier L., 2013: Are phenological patterns of ballooning spiders linked to habitat characteristics? *Journal of Arachnology* 41: 126–132.
- Bleich O., 2020: Coleoptera Europaea. Internet: <http://eurocarabidae.de/>, abgerufen 4.7.2020 bis 28.11.2020
- Bonte D., Baert L., Maelfait J.-P., 2002: Spider assemblages structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *Journal of Arachnology* 30: 331–343.
- Bonte D., Criel P., van Thournout I., Maelfait J.-P., 2003a: Regional and local variation of spider assemblages (Araneae) from coastal grey dunes along the North Sea. *Journal of Biogeography* 30: 901–911.
- Bonte D., Vandenbroecke N., Lens L., Maelfait J.-P., 2003b: Low propensity for aerial dispersal in specialist spiders from fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Science* 270: 1601–1607.
- Borhidi, A. (1995) Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181.
- Braun-Blanquet J., 1964: Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. Dritte, neubearbeitete und wesentlich vermehrte Auflage, Springer-Verlag, Berlin, 631 Seiten. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-7091-8110-2>
- Buchar J., Růžička V., 2002: Katalog pavouků České republiky [Catalogue of spiders of the Czech Republic]. Peres, Praha, 351 pp.
- Buchholz S., Hannig K., 2009: Do covers influence the capture efficiency of pitfall traps? *European Journal of Entomology* 106: 667–671.
- Churchill T.B., Arthur J.M., 1999: Measuring spider richness: Effects of different sampling methods and spatial and temporal scales. *Journal of Insect Conservation* 3: 287–295.
- Churchill T.B., 1997: Spiders as ecological indicators. *Memoirs of Museum Victoria* 56: 331–337.
- Ciupa W., 1992: Liste der Carabidenarten der Salzstelle Hecklingen (Col.). *Entomologische Nachrichten und Berichte Berlin* 36: 249–254.
- Dean D.A., Sterling W.L., 1985: Size and phenology of ballooning spiders at two locations in eastern Texas. *Journal of Arachnology* 13: 111–120.
- Dick G., Dvorak M., Grüll A., Kohler B., Rauer G., 1994: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 356 p.
- Dietrich C., Hörweg C., 2020: Österreichische Fundgeschichte der Südrussischen Tarantel *Lycosa singoriensis* (Laxmann, 1770). *Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich* 29: 1–18.
- Duelli P., Obrist M.K., 2003: Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 87–98.
- Duffey E., 1956: Aerial dispersal in a known spider population. *Journal of Animal Ecology* 25: 85–111.
- Duffey E., 1966: Spider ecology and habitat structure (Arachnida, Araneae). *Senckenbergiana Biologica* 47: 45–49.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 2. Auflage.
- Engelmann H.D., 1978: Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18: 378–380.

- Entling M.H., Stämpfli K., Ovaskainen O., 2011: Increased propensity for aerial dispersal in disturbed habitats due to intraspecific variation and species turnover. *Oikos* 120: 1099–1109.
- Entling W., Schmidt M.H., Bacher S., Brandl R., Nentwig W., 2007: Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography* 16: 440–448 + Supplement.
- Essl F., 2005: 1530* Pannonische Salzsteppen und Salzwiesen. In: Ellmauer T. (Hrsg.), *Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH*, pp. 30–39.
- Fassati M., 1957: Bestimmungstabelle der mitteleuropäischen Amara-Arten aus der Untergattung *Zezea* Cs. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae (Sborník entom. odd. Nár. Musea v Praze)* 31: 5–18.
- Fedorenko D.N., 1996: Reclassification of world Dyschiriini, with a revision of the Palearctic fauna (Coleoptera, Carabidae). *Pensoft, Sofia*, 224 pp.
- Fischer M.A., Oswald K., Adler W., 2008: *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3. Auflage, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 1392 pp.
- Franz H., Beier M., 1948: Zur Kenntnis der Bodenfauna im pannonischen Klimagebiet Österreichs. II. Die Arthropoden. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 56: 440–549.
- Franz H., 1936: Die thermophilen Elemente der mitteleuropäischen Fauna und ihre Beeinflussung durch die Klimaschwankungen der Quartärzeit. *Zoogeographica* 3: 159–320.
- Franz H., 1964: Beiträge zur Kenntnis der Käferfauna des Burgenlandes. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 31: 34–155.
- Franz H., 1970: Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Band III Coleoptera 1. Teil, umfassend die Familien Cicindelidae bis Staphylinidae. *Wagner, Innsbruck*, 501 pp.
- Franz H., Höfler K., Scherf E., 1937: Zur Biosoziologie des Salzlachengebiets am Ostufer des Neusiedlersees. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* 86/87: 297–363.
- Franz, H., Beier, M., 1948: Zur Kenntnis der Bodenfauna im pannonischen Klimagebiet Österreichs. II. Die Arthropoden. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 56: 440–549.
- Freude H., 1976: Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 2, Adephaga 1. Familie Carabidae. *Goecke & Evers, Krefeld*, 302 pp.
- Ganglbauer L., 1892: Die Käfer von Mitteleuropa. Erster Band. Familienreihe Caraboidea. *Carl Gerold's Sohn, Wien*, 557 pp.
- Gersdorf E., 1966: Ist *Pterostichus macer* halophil? Ein Beitrag zur Frage der Halophilie. *Entomologische Blätter zur Biologie und Systematik der Käfer* 62: 6-13.
- Gesellschaft für Angewandte Carabidologie e. V., 2009: Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands. *Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie Supplement V*: 1–45.
- Grimm U., 1985: Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg, (NF)* 26: 1–318.
- Haas P., Haidinger G., Mahler H.D., Reitinger J., Schmalzfuss R., 1992: Grundwasserhaushalt Seewinkel. – Forschungsbericht. Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft der TU Wien.
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hören 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). DOI: 10.1371/journal.pone.0185809.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001: PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Hänggi A., Stöckli E., Nentwig W., 1995: Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4: 1–460.

- Häusler H., 2020: Wie gelangte das Salz in die Salzlacken? – Zum Stand der Forschung über die Entstehung des „Salzföhrnden Horizontes“ und der Salzböden des Seewinkels. *Acta ZooBot Austria* 157: 145–157.
- Hepner M. & Milasowszky N., 2014: Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) in den Wäldern der Kernzonen sowie in Wirtschaftswäldern im Biosphärenpark Wienerwald (Niederösterreich und Wien). *Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum* 25: 311–331.
- Herzig A., 1991: Nationalpark in der Kulturlandschaft – Notwendigkeit von Eingriffen zwecks Erhaltung der Schutzziele. Projekt „Neusiedler See–Seewinkel“: Grundlagen für Gestaltungsmaßnahmen und Pflegepläne. BFB-Bericht 76: 25–31.
- Heydemann B., 1967: Die biologische Grenze Land–Meer im Bereich der Salzwiesen. Franz Steiner Verlag, Wiesbaden, 200 p.
- Hieke F., 1970: Die paläarktischen Amara-Arten des Subgenus *Zezea* Csiki (Car., Col.). *Deutsche Entomologische Zeitschrift, Neue Folge* 17: 119–214.
- Hieke F., 1999: Zwei neue Arten und 22 neue Synonyme in der Gattung Amara (Coleoptera: Carabidae). *Folia Heyrovskyana* 7: 151–199.
- Hoffmann A., 1925a: Beitrag zur Coleopterenfauna des Neusiedlerseegebiets (1). *Entomologischer Anzeiger (Wien)* 5: 75–79.
- Hoffmann A., 1925b: Beitrag zur Coleopterenfauna des Neusiedlerseegebiets (2). *Entomologischer Anzeiger (Wien)* 5: 81–85.
- Horion A., 1941: Faunistik der deutschen Käfer – Band I: Adephaga Caraboidea. Goecke & Evers, Krefeld, 464 pp.
- Horion A., 1959: Die halobionten und halophilen Carabiden der deutschen Fauna. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe VIII*, 549–556.
- Horion A., 1970: Zehnter Nachtrag zum Verzeichnis der mitteleuropäischen Käfer. *Entomologische Blätter zur Biologie und Systematik der Käfer* 66: 1–29.
- Hürka K., 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín, 565 pp.
- Isaia M., Kronestedt T., Ballarin F., Chiarle A., 2018: On the morphological separation of two sibling species: *Pardosa proxima* (*P. vlijmi* syn. nov.) and *P. tenuipes* (Araneae: Lycosidae). *Arachnologische Mitteilungen* 56: 6–16.
- Jeannel, R. 1942: Coleoptères Carabiques II. Paul Lechevalier et fils, Paris, Faune de France 40, 601 pp.
- Jocqué R., 1991: A generic revision of the spider family Zodariidae (Araneae). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 201: 1–160
- Kiechle J., 1992: Die Bearbeitung landschaftsökologischer Fragestellungen anhand von Spinnen. In: Trautner J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991 (Ökologie in Forschung und Anwendung 5), 119–134. Weikersheim: Margraf.
- Kirschenhofer, E. (1990): Faunistische Notizen (Coleoptera: Carabidae). *Koleopterologische Rundschau* 60: 15–17.
- Krachler R., Korner I., Dvorak M., Milasowszky N., Rabitsch W., Werba F., Zulka P., Kirschner A., 2012: Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008–2011). Krachler, R., Kirschner, A., Korner, I. (Red.). Verlag & Hrsg. Österreichischer Naturschutzbund, Eisenstadt, Österreich, 291 p. + Anhang II, 124 p. ISBN 978-3-902632-23-4. Download unter: www.naturschutzbund-burgenland.at/projekte/lebensraumschutz
- Kreuels M., Platen R., 1999: Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angaben zur Ökologie der Arten. *LÖBF-Schriftenreihe* 17: 449–504.
- Krogerus R., 1925: Weitere Beiträge zur Kenntnis der Biologie und Verbreitung einiger *Bledius* und *Dyschirius*-Arten. *Notulae entomologicae* 5: 114–118.
- Kühnelt W., 1955: Zoologische Untersuchungen an den Salzlacken des Seewinkels. *Anz. Öst. Akad. Wiss. math-nat. Klasse* 14: 257–262.
- Kult K., 1946: Popisy dvou nových Carabidů ze střední Evropy a kritické poznámky.[Descriptions of two new Carabidae from central Europe, and critical notes.]. *Entomologické Listy Brno* 9: 59–66.

- Leroy B., Paschetta M., Canard A., Bakkenes M., Isaia M., Ysnel F., 2013: First assessment of effects of global change on threatened spiders: Potential impacts on *Dolomedes plantarius* (Clerck) and its conservation plans. *Biological Conservation* 161: 155–163.
- Lethmeyer C., 1992: Einfluß der Beweidung auf die Arthropodenfauna der Feuchtwiesen im Seewinkel (Burgenland). Diplomarbeit, Universität Wien, 113 p.
- Lindroth C.H., 1945: Die fennoskandischen Carabidae. I. Spezieller Teil. – Göteborgs Kungliga Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles Handlingar Ser. B 4: 1–709.
- Löffler H., 1982: Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Niederösterreichisches Pressehaus, St. Pölten-Wien, 160 p.
- Lorenz W. & Fritze M.-A., 2020: Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Laufkäfer und Sandlaufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 38 pp.
- Lorenz W., 2018: CarabCat: Global database of ground beetles (version Oct 2017). In: Roskov Y., Abucay L., Orrell T., Nicolson D., Bailly N., Kirk P.M., Bourgoin T., Dewalt R.E., Decock A., van Nieukerken E., Zarucchi J., Penev L. (Hrsg.): Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 28th March 2018. Digital resource at www.catalogueoflife.org/col. Species 2000. Abgerufen am 15.4.2018.
- Luka, H., Marggi, W., Huber, C., Gonseth, Y., Nagel, P. 2009: Coleoptera, Carabidae. Ecology – Atlas. – Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF) – Schweizerische Entomologische Gesellschaft, *Fauna Helvetica* 24, 677 pp.
- Machura L., 1935: Ökologische Studien im Salzlackengebiet des Neusiedlersees, mit besonderer Berücksichtigung der halophilen Koleopteren- und Rhynchotenarten. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* 146: 555–590.
- Magistretti M., 1962: Cicindelidi e Carabidi della Regione Iblea (Coleoptera). *Atti della Accademia Gioenia di Scienze naturali Ser. VI*, 14: 25–91.
- Mann G., 1996: Faunistische Untersuchungen von drei Dachbegrünungen in Linz. *ÖKO-L* 18/3: 3–14.
- Marc P., Canard A., Ysnel F., 1999: Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 229–273.
- Margalef R., 1958: Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: Buzzati-Traverso A.A. (ed.): *Perspectives in marine biology*. University of California Press, Berkeley: 323–347.
- Marggi, W.A. 1992: Faunistik der Laufkäfer und Sandlaufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae, Coleoptera). Teil 1 Text. Unter besonderer Berücksichtigung der „Roten Liste“. – Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF) – Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF), Neuchâtel, *Documenta Faunistica Helvetica* 13, 477 pp.
- Martin D., 1991: Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. *Arachnologische Mitteilungen* 1: 5–26.
- Matveinen-Huju K., 2004: Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. *Entomologica Fennica* 15: 149–192.
- Mazek-Fialla K., 1936: Die hervorragende Stellung der Kleintierwelt der Steppe am Neusiedler See mit Bezug auf die österreichischen Faunengebiete. *Hain, Vierteljahresschrift des österreichischen Naturschutzbundes* 3/4: 36–41.
- Milasowszky N., 2006: Spinnen. In: Oberleitner I., Wolfram G. & Achatz-Blab A. (Red.), *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 127–129.
- Milasowszky N., Hepner, M., Waitzbauer W., 2014: Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Naturschutzwert von Hutweiden, Sandlebensräumen und Trockenbrachen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel, Teil 1: Spinnen (Arachnida: Araneae). *Acta ZooBot Austria* 150/151: 63–84.
- Milasowszky N., Waitzbauer W., 2008: Die Spinnenfauna (Arachnida, Araneae) beweideter und unbeweideter Trockenrasen und Salzwiesen im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel (Burgenland, Österreich). *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft* 37: 107–124.
- Milasowszky N., Zulka K.P., 1994: Laufkäfer- und Spinnenzönosen der Salzlacken im Seewinkel als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Kunst und dem Amt der Burgenländischen Landesregierung, 174 p.

- Milasowszky N., Zulka K.P., 1998: Habitat requirements and conservation of the „flagship species“ *Lycosa singoriensis* (Laxmann 1770) (Araneae: Lycosidae) in the National Park Neusiedler See-Seewinkel (Austria). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 111–119.
- Milasowszky, N., Zulka, K.P., 1996: Verbreitung und Lebensraumtypen der Südrussischen Tarantel, *Lycosa singoriensis* (Laxmann 1770), im Seewinkel: Datengrundlagen für ein effektives Zielarten-Management. *Biologische Forschung Burgenland Bericht* 85: 1–45.
- Müller J., 1922: Bestimmungstabelle der Dyschirius-Arten Europas und der mir bekannten Arten aus dem übrigen paläarktischen Faunengebiet. *Koleopterologische Rundschau* 10: 33–120.
- Müller-Motzfeld G. (Hrsg.), 2004: Die Käfer Mitteleuropas Band 2. Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). 2. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 521 pp.
- Müller-Motzfeld G., 1989: Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiologia* 33: 145–153.
- Nelhibel P., 1980: Die Bodenverhältnisse des Seewinkels. *BFB-Bericht* 27: 41–48.
- Nemenz H., 1958: Beitrag zur Kenntnis der Spinnenfauna des Seewinkels (Burgenland, Österreich). – Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 167: 83–118.
- Nentwig W., Blick T., Gloor D., Hänggi A., Kropf C., 2020: Spiders of Europe. <http://www.araneae.unibe.ch>. Version vom 22. Juli 2020.
- New T.R., 1999: Untangling the Web: Spiders and the Challenges of Invertebrate Conservation. *Journal of Insect Conservation* 3: 251–256.
- Oberleitner I., Wolfram G., Achatz-Blab A. (Red.), 2006: Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, Internet: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0001.pdf>, abgerufen am 9.10.2013, 216 pp.
- Paill W., 2019: Das Burgenland, eine terra incognita der Laufkäferfaunistik! 14 Landesneufunde und viele weitere bemerkenswerte Nachweise aus dem Mittel- und Südburgenland (Coleoptera: Carabidae). *Joannea-Zoologie* 17: 53–148.
- Paill W., 2000: Interessante Laufkäferfunde aus der Steiermark (Coleoptera, Carabidae). *Joannea-Zoologie* 2: 25–32.
- Pauly D., 1995: Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 430. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)89171-5).
- Ratti E., 1986: Catalogo dei Coleotteri della laguna di Venezia; 1°: Carabidae. *Bollettino del Museo civico di Storia naturale di Venezia* 35: 181–241.
- Rechnungshof, 2020: Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht des Rechnungshofes. Reihe Bund 2020/29 / Reihe Burgenland 2020/6; 102 Seiten. https://www.rechnungshof.gv.at/rh/home/home/Nationalpark_Neusiedler_See.pdf
- Redtenbacher L., 1849: Fauna Austriaca. Die Käfer. Nach der analytischen Methode bearbeitet. 1. Auflage. Carl Gerold, Wien, 883 pp.
- Redtenbacher L., 1858: Fauna Austriaca. Die Käfer. Nach der analytischer Methode bearbeitet. 2. Auflage. Carl Gerold's Sohn, Wien, 1017 pp.
- Redtenbacher L., 1874: Fauna Austriaca. Die Käfer. Nach der analytischer Methode bearbeitet. 3. Auflage. 1. Band. Carl Gerold's Sohn, Wien, 564 pp.
- Reinke H.D., Irmeler U., 1994: Die Spinnenfauna (Araneae) Schleswig-Holsteins am Boden und in bodennaher Vegetation. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Supplement* 17: 1–147, ISSN 0430-1285.
- Reynolds A.M., Bohan D.A., Bell J.R., 2007: Ballooning dispersal in arthropod taxa: conditions at take-off. *Biology Letters* 3: 237–240.
- Riecken U., 1999: Effects of short-term sampling on ecological characterisation and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies. *Journal of Arachnology* 27: 189–195.
- Schjötz-Christensen B., 1965: Biology and population studies of Carabidae of the Corynephorum. *Natura Jutlandica* 11: 1–173.
- Schmidt J., Trautner J., Müller-Motzfeld G., 2016: Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. In: Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Balzer, S., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., Ries, M.

- (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4). Münster, Landwirtschaftsverlag: 139–204.
- Schubert P., 1959: Der Laufkäfer *Scarites terricola* Bonelli am Neusiedler See. Burgenländische Heimatblätter 21: 59–61.
- Schweiger H., 1979: Rote Liste der in der Region Wien, Niederösterreich, Burgenland gefährdeten Sandläufer (Cicindelidae) und Laufkäferarten (Carabidae). Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums 1: 11–38.
- Skerl K.L., 1999: Spiders in Conservation Planning: A Survey of US Natural Heritage Programs. Journal of Insect Conservation 3: 341–347.
- Steiner K.-H. 2006: Hydrologie und Lackenwasserhaushalt im Seewinkel. In: Oberleitner I., Wolfram G., Achatz-Blab A. (Red.): Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 59–70.
- Thiele H.U., 1977: Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Springer, Berlin, Zoophysiology and Ecology 10, 369 pp.
- Turnbull A.L., 1973: Ecology of the true spiders (Araneomorphae). Annual Review of Entomology 48: 509–520.
- Uetz G.W., 1979: The influence of variation in litter habitats on spider communities. Oecologia 40: 29–42.
- Veselý P., Moravec M., Stanovský J., 2005: Carabidae (Střevlíkovití). In: Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. (Hrsg.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. [Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates]. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR: 406–411.
- Vigna Taglianti A., 1994: I coleotteri carabidi delle Isole Ponziane (Coleoptera, Carabidae). [The ground beetle fauna of the Ponziane Island (Latium, Italy) (Coleoptera, Carabidae)]. Fragmenta entomologica, Roma 6: 95–131.
- Waitzbauer W., Krausgruber M., Milasowszky N., Curčić S., 2014: Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Naturschutzwert von Hutweiden, Sandlebensräumen und Trockenbrachen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel, Teil 2: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Acta ZooBot Austria 150/151: 85–133.
- Willner W., 2015: Checkliste der im Burgenland nachgewiesenen Pflanzengesellschaften. – BCBEA 1: 107–134.
- Willner W., Sauberer N., Staudinger M., Grass V., Kraus R., Moser D., Rötzer H., Wrabka T., 2013: Syntaxonomic revision of the Pannonian grasslands of Austria - Part II: Vienna Woods (Wienerwald). Tuexenia 33: 421–458.
- Wise D.H., 1993: Spiders in ecological webs. Cambridge University Press; Cambridge Studies in Ecology, 328 pp.
- World Spider Catalog, 2020: World Spider Catalog, version 19.0. Natural History Museum Bern. <http://wsc.nmbe.ch>. Version vom 22. Juli 2020.
- Wu L., Si X., Didham R.K., Ge D., Ding P., 2017: Dispersal modality determines the relative partitioning of beta diversity in spider assemblages on subtropical land-bridge islands. Journal of Biogeography. doi:10.1111/jbi.13007
- Zulka K.P., 2001: *Dactylopisthes digiticeps* (Simon, 1881) (Araneae, Linyphiidae) in Niederösterreich. Beiträge zur Entomofaunistik 2: 123–124.
- Zulka K.P., 2006: Laufkäfer. In: Oberleitner I., Wolfram G., Achatz-Blab A. (Hrsg.): Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 153–168.
- Zulka K.P., 2012: Nachweise seltener und bemerkenswerter Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) aus Ostösterreich. Beiträge zur Entomofaunistik 13: 29–37.
- Zulka K.P., 2018: Projektendbericht: Entwicklung eines einheitlichen Biodiversitätsmaßes zur Biodiversitätsquantifizierung in Ökobilanzen, Eingriffsplanung und Monitoring. Wien Umweltbundesamt, 74 pp.
- Zulka K.P., Abensperg-Traun M., Milasowszky N., Bieringer G., Gereben-Krenn B.-A., Holzinger W., Hölzler G., Rabitsch W., Reischütz A., Querner P., Sauberer N., Schmitzberger I., Willner W., Wrabka T., Zechmeister H., 2014: Species richness in dry grassland patches of eastern Austria: a multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. Agriculture, Ecosystems and Environment 182: 25–36.
- Zulka K.P., Adam M., Schindler S., 2016: Fallstudie Salzlaufkäfer im Seewinkel. In: Schindler, S., Zulka, K.P., Sonderegger, G., Oberleitner, I., Peterseil, J., Essl, F., Ellmauer, T., Adam, M., Stejskal-Tiefenbach, M. 2016: Biologische Vielfalt in Österreich. Schutz, Status, Gefährdung. REP0542. Wien, Umweltbundesamt, 115–147.
- Zulka K.P., Hepner M., Milasowszky N. 2014: *Harpalus flavescens* (Piller & Mitterpacher, 1783) (Coleoptera: Carabidae) im Seewinkel (Burgenland, Österreich). Beiträge zur Entomofaunistik 14: 179–182.

- Zulka K.P., Mazzucco K., Korner I., Holzer T., Sauberer N., Danihelka J., Schlick-Steiner B., Steiner F.M., Wolfram G., 2006: Gefährdung und Schutz der Salzlebensräume. – In: Oberleitner I., Wolfram G., Achatz-Blab A. (Red.): Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 169–194.
- Zulka K.P., Milasowszky N. & Lethmayer C., 1997: Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National park 'Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). *Biodiversity & Conservation* 6: 75–88.
- Zulka K.P., Milasowszky N., 1998: Conservation problems in the Neusiedler See-Seewinkel National Park, Austria: an arachnological perspective. *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997*, 331–336.
- Zulka K.P., Milasowszky N., 2016: *Agonum monachum* (Duftschmid, 1812) (Coleoptera: Carabidae) im Seewinkel (Österreich) wiederentdeckt. *Beiträge zur Entomofaunistik* 17: 147–151.

Appendix: Steckbriefe der untersuchten zwanzig Salzlacken

Vorbemerkungen

Zum Vergleich der Landschaft um jede der 20 untersuchten Salzlacken (im Ausmaß von 2 x 2 km wurde dem aktuellen **Luftbild** (aus Google Earth **2019**) der jeweils entsprechende Landschaftsausschnitt aus der **Franzisco-josephinische Landesaufnahme** der österreichisch-ungarischen Monarchie der Jahre **1872/73** gegenübergestellt. Schon aus diesem direkten Vergleich kann man erkennen, wie sehr sich derselbe Raumausschnitt landschaftlich über den Zeitraum von fast 150 Jahren gewandelt hat.

Um die einzelnen Lacken und ihre Uferzonen so gut wie möglich zu charakterisieren, und insbesondere ihre Historie zu beleuchten, verwenden wir im Folgenden auch all jene relevanten Informationen und Abbildungen aus der Studie von Krachler et. al (2012), an der wir [NM & PZ] als Koautoren mitgearbeitet haben. In der Studie von Krachler et al. (2012) wurde der Zustand jeder Salzlacke von Expertinnen verschiedener wissenschaftlicher Fachbereiche (Vegetationsökologie, Mikrobiologie Chemie, Ornithologie, Amphibien, Wanzen, Spinnen und Laufkäfern sowie Beeinträchtigung des Lackenbeckens durch wirtschaftliche Nutzung) beurteilt. wenn man eine intakte Lacke einer vollständig degradierten Lacke gegenüberstellt, so bilden beide Zustände den Anfangs- und Endpunkt einer Sukzession. Mit der Störung des Wasserhaushalts geht ein Verlust der Salinität einher, und diese Aussüßung setzt einen Sukzessionsprozess in Gang, die in den Lackenmulden zunächst an den Lackenrändern beginnt und sich von dort über den gesamten Lackenboden ausbreitet, bis aus der einstmals offenen Salzfläche eine vollständig von vornehmlich nicht-halophiler Vegetation bedeckt ist.

Krachler et al. (2012) haben für jede Lacke anhand von Satellitenbildern wesentliche Strukturelemente (Umriss der natürlichen Lackenbeckens, Röhrichtbestand, freie Wasserfläche, künstliche Wasserbecken innerhalb des Lackenbodens, aktive und inaktive Kanäle um die Lacke) grafisch aufbereitet.



Abb. 1: Beispiel einer Lacke und ihrer Strukturelemente

Stand des Wissens: Intakte versus nicht intakte Lacken

Intakte Lacken sind charakterisiert durch natürlich hohe Grundwasserpegel. Dadurch kann dieses Grundwasser in Trockenperioden kapillar aufsteigen und die im salzführenden Horizont konzentrierten Salze, insbesondere das Soda, oberflächlich im Lackenwasser bzw. Lackenboden anreichern. Da Soda stark alkalisch ist, wird anfallende Biomasse im trüben Lackenwasser durch Bakterien vollständig abgebaut und die Lackenufer können lediglich von halophilen Spezialisten unter den Pflanzenarten besiedelt werden, deren Gesellschaften jeweils typische Zonen in den Lacken ausbilden. Intakte Lacken sind mit Sicherheit auch länger Wasser führend als nicht-intakte Lacken; und das oberirdisch angereicherte Salz kann auch nicht vollständig bzw. über einen längeren Zeitraum nach Niederschlagsereignissen ausgewaschen werden.

Nicht-intakte Lacken weisen hingegen einen unnatürlich niedrigen Grundwasserpegel auf, verursacht durch landwirtschaftliche Notwendigkeiten, vor allem oberirdische Entwässerungsmaßnahmen und unterirdische Grundwasserentnahmen; dadurch kann sich das Soda in den Trockenperioden nicht mehr im Oberboden anreichern; die Abbauprozesse der pflanzlichen Biomasse werden bei sinkendem pH-Wert stark eingeschränkt, wodurch eine Sukzession in Gang gesetzt wird, die schließlich in der vollständigen Überformung der ehemals offenen Salzflächen mit nicht halophiler Vegetation, im Wesentlichen handelt es sich dabei um Schilf, endet. Durch früheres und längeres Trockenfallen und ausbleibendes Salz an der Oberfläche werden in diesen gestörten Lacken die Lackenböden nach Niederschlagsereignissen mehr oder weniger vollständig „entsalzt“, d.h. die Salzkonzentration wird extrem verdünnt, sodass man eigentlich nicht mehr von „Salzlacken“ sprechen kann.

Bei den „pressures“ handelt es sich also im Wesentlichen um drei Faktoren: Entwässerung, Grundwasserabsenkung und Verschilfung. Maßnahmen gegen die Entwässerung sind naheliegenderweise das Verfüllen der Entwässerungsgräben und die Anhebung der Sperren in den Kanälen; die Grundwasserpegel sollten zumindest wieder auf ein „natürlicheres“ Niveau der 1960er Jahre angehoben werden (Verringerung des Flurabstandes), was nur gelingen kann, wenn die Wasserbaubehörde, die Landwirtschaftskammer und der Nationalpark sich gemeinsam auf eine Lösung einigen; letztlich ist es aber wohl eine politische Entscheidung, ob es in Österreich auch künftig Sodalacken geben soll oder nicht; und schließlich muss das gesamte Schilf konsequent aus den Lackenufern entfernt werden, um stattdessen wieder offene Salzflächen zu schaffen; in der Praxis empfiehlt sich in den Sodalacken eine zweistufige Strategie: Mahd im Winter kombiniert mit nachfolgender Beweidung im Frühjahr/Sommer.

Im Folgenden wollen wir für jede der 20 untersuchten Lacken in Form von „Steckbriefen“ die wichtigsten Informationen Schlussfolgerungen und Empfehlungen für Renaturierungsmaßnahmen kurz darstellen. Die Reihenfolge der Präsentation der einzelnen Lacken folgt der Nummerierung (Nr.) in Tabelle 1.

Tab. 1: Untersuchte Lacken; aktuelle Lackennamen in fett.

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
1.	Albersee	ABS	39	Albersee
2.	Kirchsee	KIS	41	Kirchsee
3.	Lacke südlich Unterstinker	LSU	54	Südlicher Unterer Stinkersee
4.	Unterstinkersee	USS	36	Unterer Stinkersee
5.	Lacke südlich Oberstinker	LSO	62	Mittlerer Stinkersee
6.	Oberstinkersee	OSS	35	Oberer Stinkersee
7.	Höllacke	HLL	34	Janischlacke
8.	Ochsenbrunlacke	OBL	30	Ochsenbrunlacke
9.	Paulhoflacke / Lacke südlich Birnbaumlacke	PHL/LSB*	29	Kipflacke
10.	Birnbaumlacke	BBL	28	Birnbaumlacke
11.	Freiflecklacke	FFL	31	Sechsmahdlacke
12.	Obere Fuchslochlacke	OFL	26b	Östliche Fuchslochlacke
13.	Kleine Neubruchlacke	KNL	74	Kleine Neubruchlacke
14.	Untere Fuchslochlacke	UFL	26a	Westliche Fuchslochlacke
15.	Große Neubruchlacke	GNL	25	Neubruchlacke
16.	Wörthenlacke	WTL	23	Westliche Wörthenlacke
17.	Darschlacke	DSL	22	Darscho
18.	Martinhoflacke	MHL	13 / 16*	Martinhoflacke
19.	Moschadolacke	MSL	12	Moschatolacke
20.	Lacke südlich St.Andrä	LSA	2	Baderlacke

Zitat: Krachler R., Korner I., Dvorak M., Milasowszky N., Rabitsch W., Werba F., Zulka P., Kirschner A. 2012: Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008 – 2011). Verlag & Hrsg. Österreichischer Naturschutzbund, Eisenstadt, Österreich; 292 Seiten, ISBN 978-3-902632-23-4

Albersee

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
1.	Albersee	ABS	39	Albersee

Pol. Gemeinde Illmitz, Lackenwanne: 18,1 ha, Lackenwannen-Umfang: 2100 m



Abb. 2: ABS 39, Albersee; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.

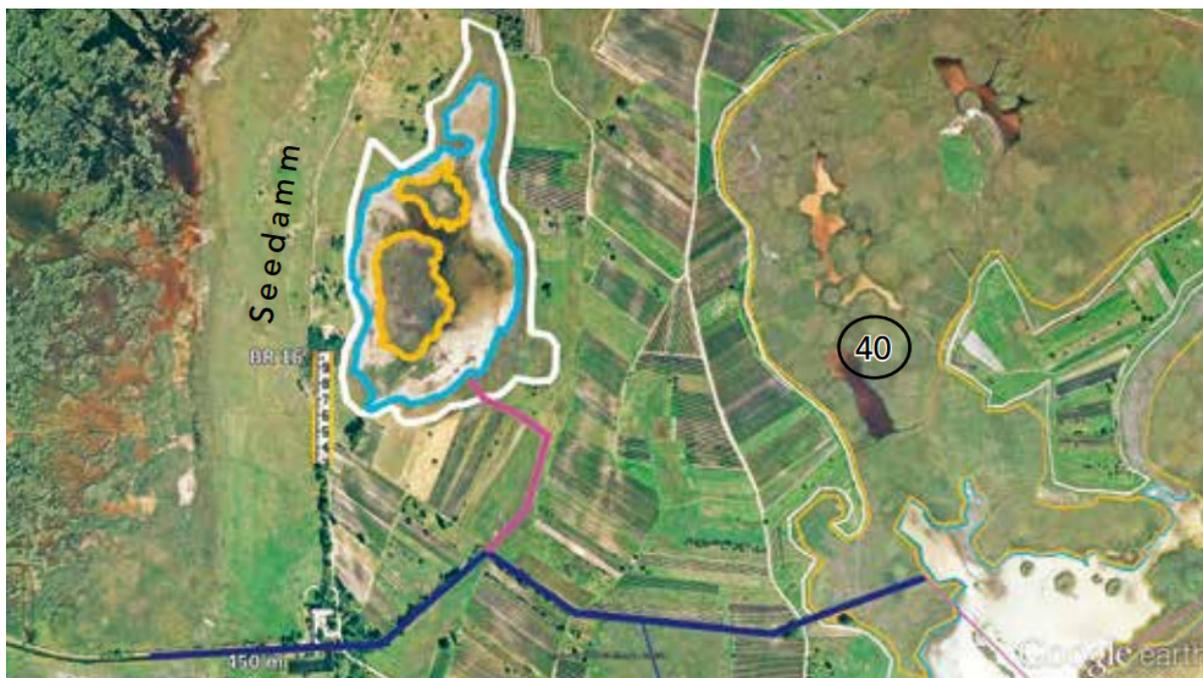


Abb. 3: ABS 39, Albersee (aus Krachler et al., 2012, Abb. 39/1): Der Albersee ist zwischen dem jüngsten Seedamm im Westen und dem älteren im Osten eingebettet; 40 = Illmitz Zicksee.

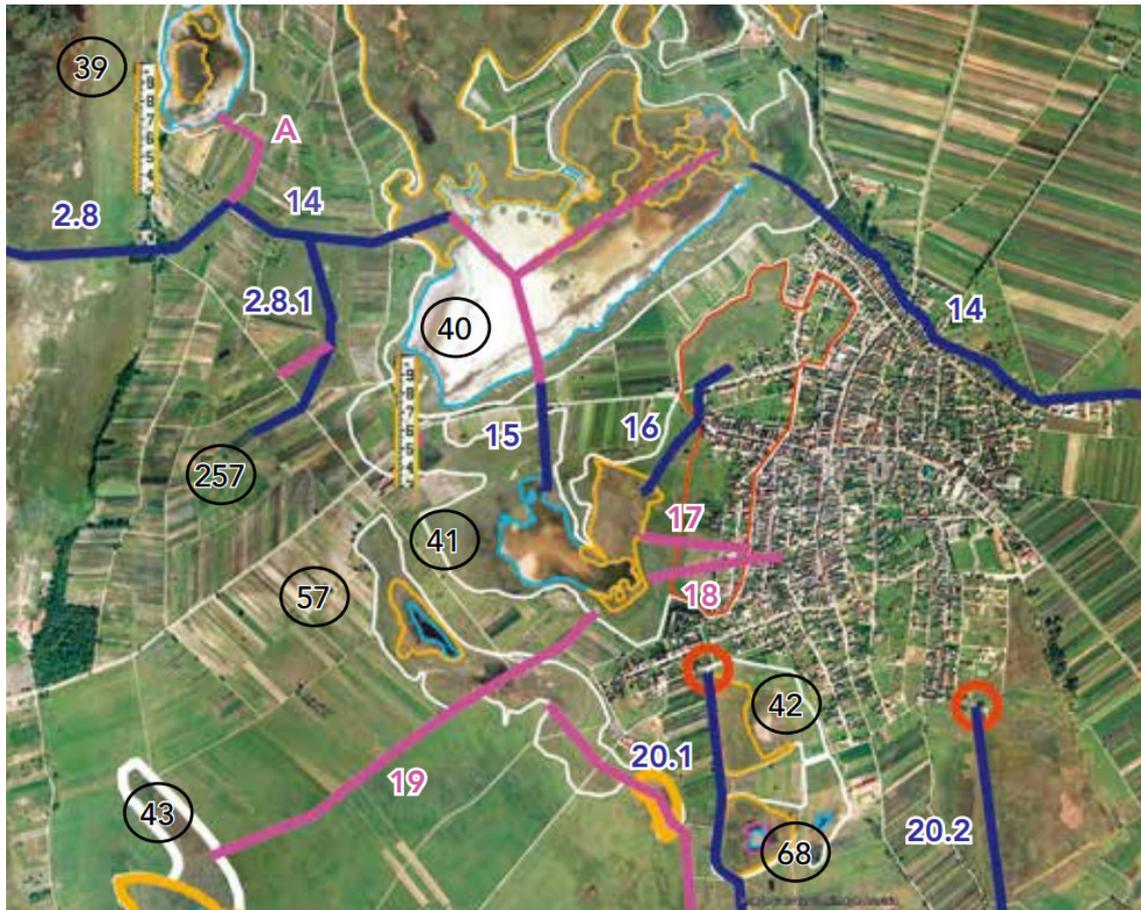


Abb. 4: ABS 39, Albersee (aus Krachler et al., 2012, Abb. 39/7): Die Gründe für das viel zu geringe Wasseraufkommen des Albersees sind in den umfangreichen Entwässerungsmaßnahmen zu suchen (Kohler 2006). **Abkürzungen:** A = Albersee-Stichgraben, 2.8 = Bootskanal bei der Biologischen Station, 2.8.1 = Schröttengrubenkanal, 14 = Pfarrergraben / Pfarrsee-Zickseeegraben, 15 = Kirchseeegraben, 19 = Krautingseeegraben, 20.1 = Schrändlgraben, 29 = Albersee, 40 = Illmitzer Zicksee, 41 = Kirchsee, 249 = Pfarrsee, 257 = Schröttengrube.

Tab. 2: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Albersee (ABS): ABS A, ABS B und ABS C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

Probefläche	ABS A	
Aufnahmefläche in m2	25	
Gesamtdeckung Krautschicht	25	
Datenbank-Nr	337027	
Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)		
Suaeda pannonica [sensu orig.]	2b	
Aster tripolium subsp. pannonicus	2a	
Crypsis aculeata	1x	
Agrostis stolonifera	+	
Atriplex prostrata	+	
Puccinellia peisonis	+	
Spergularia maritima	+	
Plantago maritima	r	

<p>Probefläche ABS B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 50 Datenbank-Nr 337026</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 3x Puccinellia peisonis 2b Agrostis stolonifera 2a Spergularia maritima 1x Phragmites australis 1x Lotus maritimus + Lotus tenuis +</p>	
<p>Probefläche ABS C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 70 Datenbank-Nr 337025</p> <p>Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwingel- Steppe)</p> <p>Cynodon dactylon 2b Poa angustifolia 2b Linum austriacum 2a Lotus maritimus 2a Festuca pseudovina 1x Carex liparocarpos 1x Dactylis glomerata 1x Festuca arundinacea 1x Phragmites australis 1x Securigera varia 1x Achillea cf. collina + Anthyllis vulneraria + Centaurea jacea subsp. angustifolia + Eryngium campestre + Festuca rubra + Galium verum + Medicago lupulina + Medicago minima + Potentilla reptans + Scirpoides holoschoenus + Trifolium fragiferum + Vicia hirsuta + Vicia lathyroides + Centaurea stoebe r Daucus carota r Erysimum diffusum agg. r Euphorbia cyparissias r Melilotus albus r Petrorhagia saxifraga r Plantago lanceolata r</p>	

Tab. 3: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Albersee (ABS) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	ABS A	ABS B	ABS C
Östliche Länge	16,76838	16,76845	16,76828
Nördliche Breite	47,77285	47,77280	47,77271
1993LF	18722	4158	2139
2019LF	330	614	285
2019-1993LF	-18392	-3544	-1854
DiffLF%	-98	-85	-87
1993pH	10,4	9,8	9,1
2019pH	9,4	8,5	7,8
2019-1993pH	-1,0	-1,4	-1,3
DiffpH%	-10	-14	-14
1993VD	16	85	96
2019VD	38	70	97
2019-1993VD	22	-15	1
DiffVD%	58	-18	1
1993VH	4	48	60
2019VH	7	9	22
2019-1993VH	3	-39	-38
DiffVH%	41	-81	-64
1993WG	14	13	16
2019WG	11	16	8
2019-1993WG	-3	3	-8
DiffWG%	-22	21	-50

Tab. 4: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Albersee (ABS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_ABS_A	2019_ABS_A	1993_ABS_B	2019_ABS_B	1993_ABS_C	2019_ABS_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		21	6		2	8	1	4
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		4	1		1	2		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		4			4			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		1				1		
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		1		1				
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		1			1			
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		52		2	1	13	7	29
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		22			6		16	
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		4		1		2		1
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	4			1		3	
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		4			2		2	
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	Gd	1	3				1		2
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		3			1		2	
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	Gd	1	3						3
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		3			1		2	
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	Gd		2				1		1
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	2				2		
<i>Talavera thorelli</i> (Kulczyński, 1891)	Gd		2					2	
<i>Euryopis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	Gd	1	1			1			
<i>Micaria albovittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	1				1		

Ozyptila claveata (Walckenaer, 1837)	Gd	1		1			
Sibianor aurocinctus (Ohlert, 1865)	Gd	1			1		
Ozyptila simplex (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm	13		10	3		
Alopecosa pulverulenta (Clerck, 1757)	Gm	7		2	5		
Drassodes pubescens (Thorell, 1856)	Gm	3		2	1		
Pardosa palustris (Linnaeus, 1758)	Gm	3			3		
Drassyllus pusillus (C. L. Koch, 1833)	Gm	2		1	1		
Zelotes latreillei (Simon, 1878)	Gm	2		2			
Haplodrassus signifer (C. L. Koch, 1839)	Gm	1			1		
Pelecopsis parallela (Wider, 1834)	Gm	1		1			
Zelotes mundus (Kulczyński, 1897)	Gs	19		19			
Prinerigone vagans (Audouin, 1826)	Gs	2	2				
Arctosa leopardus (Sundevall, 1833)	Gw	15	1	12	2		
Pardosa prativaga (L. Koch, 1870)	Gw	9		8	1		
Drassyllus lutetianus (L. Koch, 1866)	Gw	6	1	4	1		
Haplodrassus minor (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw	3		2	1		
Pardosa proxima (C. L. Koch, 1847)	Gw	1			1		
Pirata piraticus (Clerck, 1757)	Gw	1	1				
Piratula latitans (Blackwall, 1841)	Gw	1			1		
Tallusia experta (O. P.-Cambridge, 1871)	Gw	1	1				
Tallusia vindobonensis (Kulczyński, 1898)	Gw	1			1		
Phrurolithus festivus (C. L. Koch, 1835)	W	4			4		
Euophrys frontalis (Walckenaer, 1802)	W	1	1				
Liocranoeca striata (Kulczyński, 1882)	W	1		1			
Philodromus dispar Walckenaer, 1826	W	1	1				
	Ind	4	15	84	35	56	44
	Art	4	8	22	13	19	8
	A	0	3	4	3	1	1
	Gd	0	2	7	7	8	5
	Gm	0	0	5	3	3	1
	Gs	0	1	1	0	0	0
	Gw	3	1	4	0	6	1
	W	1	1	1	0	1	0

Tab. 5: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Albersee (ABS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_ABS_A	2019_ABS_A	1993_ABS_B	2019_ABS_B	1993_ABS_C	2019_ABS_C
Amara aenea	A		1				1		
Bembidion lampros	A		1				1		
Bembidion properans	A		4			4			
Brachinus elegans	A		3			3			
Harpalus affinis	A		14	1	6	1	5		1
Harpalus distinguendus	A		51		32		6		13
Harpalus rufipes	A		4			3	1		
Trechus quadristriatus	A		1						1
Calathus erratus	Gd		18				7		11
Harpalus autumnalis	Gd	1	1						1
Harpalus pumilus	Gd		1					1	
Harpalus rubripes	Gd		1		1				
Masoreus wetterhallii	Gd	1	1				1		
Microlestes fissuralis	Gd		1				1		

Microlestes minutulus	Gd	5			3	2
Syntomus truncatellus	Gd	2			2	
Harpalus luteicornis	Gm	1			1	
Acupalpus elegans	Gs	1	1		1	
Amara strandi	Gs	1	38		38	
Chlaenius spoliatus	Gs	1	1	1		
Cicindela littoralis nemoralis	Gs	1	10	5	5	
Dyschirius chalybeus gibbifrons	Gs	1	1	1		
Dyschirius salinus	Gs	1	1			1
Scarites terricola	Gs	1	3	3		
Anisodactylus binotatus	Gw	1			1	
Dyschirius globosus	Gw	9	3		1	5
Tachys bistratus	Gw	1			1	
Leistus ferrugineus	W	2			2	

Ind	14	44	61	23	9	27
Art	6	4	13	8	4	5
A	1	38	11	14	0	15
Gd	0	1	5	9	3	12
Gm	0	0	1	0	0	0
Gs	10	5	39	0	1	0
Gw	3	0	3	0	5	0
W	0	0	2	0	0	0

Zustand

Der Albersee gehört zu den westlichen Lacken des Seewinkels und liegt nördlich der Biologischen Station Illmitz und westlich des Seedamms. Wie bei fast allen Seerandlacken ist seine Gestalt leicht in Nord-Südrichtung gestreckt.

Vegetation

Die Untersuchungsflächen repräsentieren nach wie vor die drei typischen Lackenzonen, wie sie auch 1993 ausgebildet waren: Zone A: Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur), Zone B: Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur), und Zone C: Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwingel-Steppe) (Verband Juncion gerardii); wobei das Juncion gerardii der Untersuchungsfläche in Zone C im Jahre 1993 im Vergleich zu 2019 feuchter und salziger gewesen war.

Umweltparameter

Im Vergleich der Jahre 1993 und 2019 fällt besonders auf, dass in der Zone A die Leitfähigkeitswerte um 98% und in Zone B um 85% abgenommen haben, und dass insbesondere in Zone A zugleich die Vegetationsdeckung um 58% zugenommen hat. Auch die pH-Werte sind deutlich gesunken, in Zone A von 10,4 auf 9,4, in Zone B von 9,8 auf 8,5 und in Zone C von 9,1 auf 7,8. Der Rückgang im pH-Wert ist insofern problematisch als damit der Abbau von pflanzlicher Biomasse beeinträchtigt wird. Durch ein optimales Beweidungsregime ist es jedoch gelungen, das Schilf in allen Uferbereichen fast

vollständig zurückzudrängen, was in der starke Reduktion der Vegetationshöhe in Zone B und C ablesbar ist.

Spinnen

Bereits 1993 wurde in diesen beiden Zonen trotz hoher Salzgehalte lediglich eine einzige Salzart, *Zelotes mundus*, mit 19 Individuen in der B-Zone gefunden; 2019 war diese Art überhaupt nicht mehr nachweisbar, lediglich eine Salzart, *Prinerigone vagans* kam in der A-Zone mit zwei Individuen neu hinzu. Die Anzahl der Feuchtezeiger sank in der A-Zone von drei auf eins und in der B-Zone von vier auf null. Dafür erhöhte sich die Zahl der Störungszeiger von null auf drei in Zone A und jene der mesophilen Arten von null auf zwei.

Laufkäfer

Zwischen 1993 und 2019 hat am Albersee ein grundlegenden Veränderung der Carabidenzönosen stattgefunden. Der Sandlaufkäfer *Cicindela littoralis nemoralis* ist mit fünf Individuen das einzige Indiz, dass es sich beim Albersee noch um eine Salzlacke handelt. Die Regenfälle im während der ersten Fangperiode im Mai 2019 ließen die Wasserlinie vermutlich temporär an die Fallenstandorte heranrücken; beim Eingraben und beim Einholen der Fallen war der Albersee nicht wasserführend. Alle anderen halophilen und halotoleranten Laufkäfer, die 1993 präsent waren, sind verschwunden, was den extrem reduzierten Salzgehalt im Oberboden faunistisch-zöologisch reflektiert. Ebenso fehlen Arten mit höheren Feuchtigkeitsansprüchen, die 1993 vor allem die äußeren Zonen besiedelt haben, im Jahr 2019 gänzlich. Das zahlenmäßig starke Vorkommen von *Calathus erratus* und das Auftreten der seltenen Art *Masoreus wetterhallii*, die in Österreich nur auf dem Seedamm häufiger auftritt, illustrieren den Sandtrockenrasen-Charakter, den der Albersee über weite Teile des Jahres inzwischen zeigt. Die 2019 am häufigsten gefangene Art war *Harpalus distinguendus*; eine xerotherme Ackerart mit gutem Ausbreitungsvermögen. Sie war 1993 noch an keiner Stelle im Seewinkel gefangen worden. Ihr zahlenmäßig dominantes Auftreten hängt möglicherweise mit der Beweidung zusammen. Die Beweidung am Albersee hat das Schilf effektiv zurückgedrängt, zusammen mit der Absenkung des Grundwasserspiegels und der resultierenden frühen Austrocknung und Aussüßung haben die Störung und der Nährstoffeintrag durch die Rinder den Albersee jedoch in einen stark ruderalisierten Sandtrockenrasen verwandelt.

Gefährdung und Maßnahmen

Die Hydrologie des Albersees ist ebenso wie der benachbarte Illmitzer Zicksee und auch der Kirchsee durch ein ausgedehntes Netz von Entwässerungsgräben beeinträchtigt, wobei insbesondere der bereits zu Beginn der 1930er Jahre zum Zweck der Totalentwässerung und Urbarmachung errichtete Pfarrgraben zu nennen ist, der über den Bootskanal nahe der Biologischen Station in die Vorflut des Neusiedler Sees mündet. Über Stichgräben wurden neben dem Albersee u.a. auch der Kirchsee, die

Schröttengrube und der Illmitzer Zicksee an diesen Entwässerungsgraben angeschlossen. Wie dramatisch sich dieser Graben auf den Wasserstand des Albersees ausgewirkt haben muss, kann man sich leicht vorstellen, wenn man den Kartenausschnitt von 2 x 2 km aus der Franzisco-josephinischen Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie von 1872/73 betrachtet. In der ursprünglichen Landschaft war der Albersee ein nach Norden hin verzweigter großer Wasserkörper; und auch die benachbarten Lacken in der näheren Umgebung bildeten im Vergleich mit heute große Wasserflächen.

In den letzten Jahrzehnten war der Albersee-Stichgraben zwar inaktiv, da die „Wasserführung“ des Albersees, sofern man überhaupt von einer solchen sprechen kann, für allfällige Entwässerungen gar nicht mehr gereicht hat. Allerdings ist nicht klar, inwieweit der Graben immer noch Grundwasser abzieht und damit indirekt die Wasserführung des Albersees negativ beeinflusst. Tatsache ist jedenfalls, dass im Jahre 2019 der Albersee schon sehr zeitig im Jahr trocken gefallen ist und dass sich die Salzgehalte danach auch nicht mehr erholt haben. Während der sommerlichen Austrocknungsperiode war der Oberboden des Albersees nahezu salzfrei.

Weitere Grundwasser abziehende Wasserbauten im Einzugsgebiet des Albersees sind der Schrändlgraben sowie ein Grundwasser-Absenkbrunnen an dessen Nordende, der Pfarrsee-Zickseegraben, sowie mehrere Grundwasserabsenkbrunnen für den Bau und den Betrieb der Abwasserkanalisation.

Trotz der katastrophalen hydrologischen Verhältnisse ist zumindest im Frühjahr ein Salztransport an die Oberfläche nachweisbar, weshalb Renaturierungsmaßnahmen als durchaus erfolgversprechend zu bewerten wären. Dazu gehören laut Krachler et al. (2012) (i) die Anhebung der Wasserführung zur Zeit der Grundwasser-Spitze im Frühling auf 14 ha (80 % der Lackenwanne), (ii) umfangreiche niveaugleiche Rückstaumaßnahmen entlang des Pfarrgrabens und des Schröttengrubenkanals, (iii) Verfüllen des Kirchseegrabens und des Krautingseegrabens, sowie (iv) Weiterführung der Beweidung, um das Vordringen des Schilfes hintanzuhalten, bzw. den Schilfbestand noch weiter zurückzudrängen.

Kirchsee

Nr.	Lackenname in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackenname in NP-Verzeichnis (März 2020)
2.	Kirchsee	KIS	41	Kirchsee

Pol. Gemeinde Illmitz, Lackenwanne: 101 ha, Lackenwannen-Umfang: 7580 m

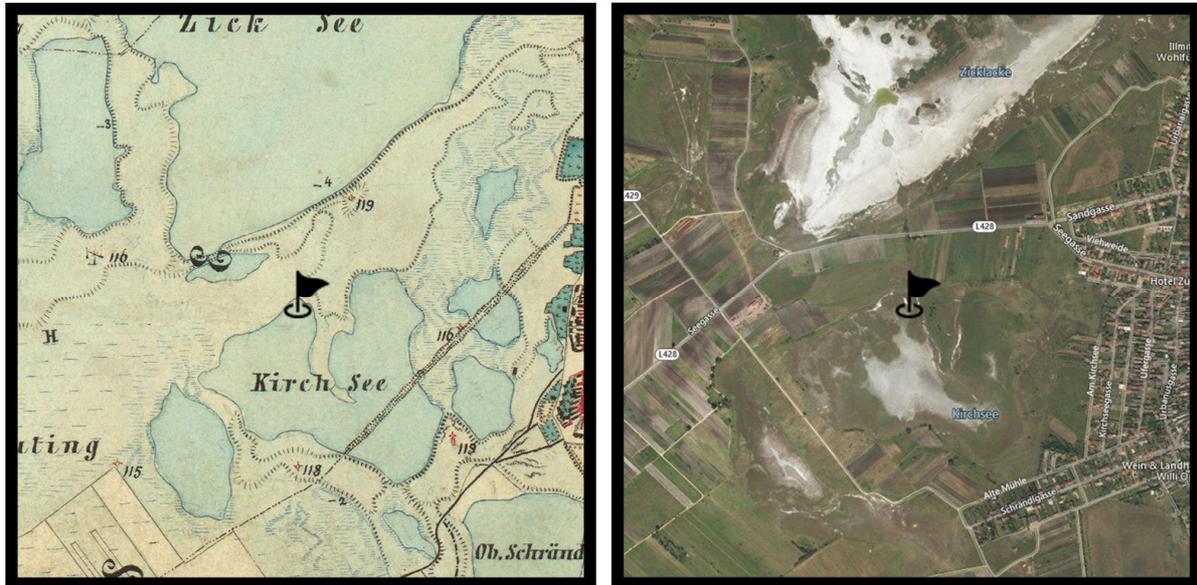


Abb. 5: KIS 41, **Kirchsee**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 6: KIS 41, **Kirchsee** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 41/1); Die rote Umrandung markiert den von der Gemeinde Illmitz zur Verbauung vorgesehenen Teil der Kirchseemulde. Abkürzungen: 15 Kirchseeegraben, 16 weiterer Kirchseeegraben.

Tab. 6: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Kirchsee (KIS): KIS A, KIS B und KIS C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche KIS A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 40 Datenbank-Nr 337068</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 3x Puccinellia peisonis 1x Agrostis stolonifera 1x Spergularia maritima r Artemisia santonicum r</p>	
<p>Probefläche KIS B Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 50 Datenbank-Nr 337067</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 2b Puccinellia peisonis 2b Spergularia maritima + Artemisia santonicum + Lepidium cartilagineum + Festuca pseudovina r Juncus gerardii r</p>	
<p>Probefläche KIS C Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 80 Datenbank-Nr 337066</p> <p>Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwengel-Steppe)</p> <p>Festuca pseudovina 2b Potentilla incana 2b Bromus hordeaceus 2a Dactylis glomerata 2a Arenaria serpyllifolia agg. 1x Cynodon dactylon 1x Linum austriacum 1x Lotus corniculatus 1x Plantago maritima 1x Polygala vulgaris 1x Rhinanthus borbasii 1x Trifolium campestre 1x Achillea cf. collina +</p>	

Agrostis gigantea	+	
Carex stenophylla	+	
Centaurea jacea subsp. angustifolia	+	
Centaurea stoebe	+	
Cerastium pumilum agg.	+	
Cuscuta sp.	+	
Elymus repens	+	
Festuca arundinacea	+	
Galium verum	+	
Medicago falcata	+	
Medicago lupulina	+	
Odontites vulgaris	+	
Ononis spinosa	+	
Plantago lanceolata	+	
Poa angustifolia	+	
Scabiosa ochroleuca	+	
Veronica arvensis	+	
Vicia angustifolia	+	
Bothriochloa ischaemum	r	
Conyza canadensis	r	
Myosotis sp.	r	
Spiranthes spiralis	r	

Tab. 7: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Kirchsee (KIS) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	KIS A	KIS B	KIS C
Östliche Länge	16,78595	16,78618	16,78624
Nördliche Breite	47,76092	47,76116	47,76173
1993LF	3886	4908	2156
2019LF	672	785	372
2019-1993LF	-3214	-4123	-1783
DiffLF%	-83	-84	-83
1993pH	9,9	9,9	8,5
2019pH	9,3	9,0	7,9
2019-1993pH	-0,6	-0,9	-0,6
DiffpH%	-6	-9	-7
1993VD	11	32	92
2019VD	43	63	97
2019-1993VD	33	32	5
DiffVD%	75	50	5
1993VH	2	3	28
2019VH	6	10	29
2019-1993VH	3	6	1
DiffVH%	59	66	2
1993WG	14	9	13
2019WG	11	14	13
2019-1993WG	-3	5	0
DiffWG%	-24	35	1

Tab. 8: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Kirchsee (KIS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_KIS_A	2019_KIS_A	1993_KIS_B	2019_KIS_B	1993_KIS_C	2019_KIS_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		113	12	14	45	29	4	9
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		13	11	1	1			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		5			3		1	1
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		5	5					
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		4	3		1			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		1			1			
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	A		1				1		
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	A		1	1					
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		13	1		4		8	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		10					10	
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		8		8				
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	8	3		1	4		
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		7					7	
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	5				3		2
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	Gd	1	5						5
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		5		1		1	2	1
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		4					4	
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	Gd		2						2
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	Gd		2					2	
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	2					2	
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		2					2	
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		2			1		1	
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		2				1		1
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	Gd	1	1				1		
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		1						1
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		2					1	1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		2	1				1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		2					2	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		1					1	
<i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757)	Gm		1				1		
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		1			1			
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Gm		1				1		
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	60	14	24	8	14		
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		13	11		2			
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		10	2	3	4	1		
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	Gs		6		2	3	1		
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	1	1					
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		1			1			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		8	3	1	2	1		1
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		4	1		1	2		
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		1	1					
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		1	1					
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	W		2				2		
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		2					2	
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	W		1					1	
Ind				71	54	79	63	51	24
Art				16	8	16	15	17	10
A				5	2	5	2	2	2
Gd				2	2	3	5	9	6
Gm				1	0	1	2	4	1
Gs				4	3	5	3	0	0
Gw				4	1	2	2	0	1

Tab. 9: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Kirchsee (KIS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_KIS_A	2019_KIS_A	1993_KIS_B	2019_KIS_B	1993_KIS_C	2019_KIS_C
<i>Amara aenea</i>	A		24						24
<i>Amara bifrons</i>	A		2			1		1	
<i>Bembidion properans</i>	A		1			1			
<i>Calathus fuscipes</i>	A		6						6
<i>Harpalus affinis</i>	A		29	6	1	18	2	1	1
<i>Ophonus azureus</i>	A		1			1			
<i>Poecilus cupreus</i>	A		1				1		
<i>Calathus erratus</i>	Gd		1						1
<i>Cicindela campestris</i>	Gd		2						2
<i>Harpalus pumilus</i>	Gd		2						2
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Gd	1	1						1
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		2		1	1			
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	2	2					
<i>Amara convexiuscula</i>	Gs	1	1				1		
<i>Amara strandi</i>	Gs	1	2			2			
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	11	10		1			
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	2	2					
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	1		1				
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	2	2					
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	5		1	4			
<i>Poecilus puncticollis</i>	Gs	1	1			1			
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	1	1					
<i>Pterostichus macer</i>	Gs	1	4	1		1	1	1	
<i>Loricera pilicornis</i>	Gw		1			1			
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		1		1				
			Ind	24	5	32	5	3	38
			Art	7	5	11	4	3	8
			A	6	1	21	3	2	31
			Gd	0	1	1	0	0	7
			Gm	0	0	0	0	0	0
			Gs	18	2	9	2	1	0
			Gw	0	1	1	0	0	0
			W	0	0	0	0	0	0

Zustand

Der Kirchsee war noch 1940 (Zimmermann 1944, zitiert aus Krachler et al. 2012) eine sehr salzreiche Weißlacke. Dass der Kirchsee von seiner Anlage her ursprünglich eine ganzjährig Wasser führende Lacke war, beweist die Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme von 1872/1873. Die Seestraße, die auf der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme 1873 noch nicht existierte, durchschneidet den

Kirchsee auf einer Gesamtlänge von ca. 750 m und trennt ihn vom Illmitzer Zicksee, mit dem er bei hohem Wasserstand einst in Verbindung stand.

Vegetation

Bei den Untersuchungsflächen der A- und B-Zone handelt es sich pflanzensoziologisch jeweils um ein Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur). Die Vegetation der C-Zone entspricht einem Centaureo pannonicarum-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwinkel-Steppe). Im Jahre 1993 war in Zone A noch ein Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur) ausgebildet; und die Subhalophile Salzschwinkel-Steppe in Zone C war feuchter und salziger als 2019.

Umweltparameter

In allen drei Zonen ist 2019 eine extreme Abnahme des Salzgehaltes festzustellen, im annähernd ähnlichen Ausmaß von 83-84%. Die Abnahme des pH-Werts in allen Zonen ist ebenfalls in allen Zonen beobachtbar, allerdings vergleichbar deutlich geringer, mit maximal 9% in Zone B. In Zone A fällt vor allem die deutliche Zunahme der Vegetationsdeckung um 75% auf., was auf den Wechsel in der Pflanzengesellschaft von einer Dorngras-Flur zu einer Zickgras-Flur zurückzuführen ist. Der Wassergehalt der beiden Zickgrasfluren des Jahres 2019 hat sich unterschiedlich entwickelt: Abnahme um 24% in Zone A, hingegen Zunahme um 35% in Zone B.

Spinnen

Die dominanten Arten in den beiden Untersuchungsjahren sind die Acker/Störungsart *Pardosa agrestis* und die Rote Liste Salzart *Pardosa cribrata*; eine weitere Salzart *Zelotes mundus* ist so wie 1993 in den Zonen A und B noch wenngleich in geringerer Individuenzahl immer noch nachweisbar. In Zone A und B wurden 2019 wie schon 1993 insgesamt vier Individuen der Südrussischen Tarantel (*Lycosa singoriensis*) gefangen, was ein Hinweis darauf ist, dass die Tarantel-Population am Kirchsee nach wie vor existiert. 2019 sind drei Rote Liste Arten, allesamt Trockenheitszeiger, neu hinzugekommen: in Zone B *Rhysodromus histrio*, in Zone C *Spiracme striatipes*, und in Zone B + Zone C *Pellenes nigrociliatus*. Dafür konnte die endemische xerothermophile *Syedra apetlonensis* und die Salzart *Argenna patula* nicht mehr nachgewiesen werden.

Laufkäfer

Die Laufkäferfauna des Jahres 2019 hat sich gegenüber 1993 stark verändert. Nur die Arten *Harpalus affinis*, *Pterostichus macer*, *Microlestes minutulus* und *M. corticalis* waren sowohl 1993 als auch 2019 anzutreffen, ansonsten war keine Art den beiden Jahren gemeinsam. Die Salzbodenbewohner sind bis auf je ein Individuum von *Cicindela littoralis nemoralis* und *Microlestes corticalis* im Jahr 2019, beides Arten, die 1993 noch nicht präsent waren, verschwunden. In der Trockenrasen-Außenzone C waren 2019 einige Spezialisten xerothermer Standorte neu anzutreffen; daneben deuten hohe

Individuenzahlen trivialer Ubiqisten (*Calathus fuscipes*, *Amara aenea*) einen Trend zur Ruderalisierung an.

Gefährdung und Maßnahmen

Der Kirchsee grenzt mit einer Uferlänge von 1,5 km Jahrhunderte lang unmittelbar an das Siedlungsgebiet von Illmitz. Durch die Ausweitung des Siedlungsgebietes von Illmitz und der mit der Bebauung (Versiegelung des Oberbodens) einhergehenden Absenkung des Grundwasserspiegels durch Drainagen, ist die Hydrologie des Kirchsee stark gestört.

Die existentielle Gefährdung des Kirchsees besteht seit langem, einerseits aufgrund der seit den 1930er Jahren bestehenden Ableitung des Lackenwassers durch Graben 15 in den Illmitzer Zicksee, und andererseits in der wirkungsvollen Absenkung des Grundwassers, insbesondere der starken Einschränkung der Frühjahrsspitze durch die Grundwasser abziehenden Kanäle Schrändlgraben 20.1, Feldseeegraben 20.2, Pfarrergraben 14 und Zickseeegraben 2.1.. Zuletzt wurde die abziehende Wirkung der obgenannten Kanäle noch zusätzlich durch Grundwasser-Absenkbrunnen (z.B. am Nordende des Schrändl- und des Feldseeegrabens sowie im Einlaufbereich des Pfarrergrabens) wirkungsvoll unterstützt. Der Kirchsee ist durch Entwässerungen stark gestört und trocknet daher bereits sehr früh im Jahr aus; positiv ist zu berichten, dass durch die Rinderbeweidung („Fleischhacker-Herde“) das Schilf fast aktuell vollständig zurückgedrängt werden konnte.

Als Renaturierungsmaßnahmen schlagen Krachler et al. (2012) vor allem vor die Erweiterung des Siedlungsgebietes zu begrenzen, und behördliche Bauauflagen Forderungen festzuschreiben, die eine Koexistenz der Baulichkeiten mit einem renaturierten und langfristig gesicherten Kirchsee ermöglichen, durch Aufschüttung des Bauplatzes, keine Genehmigung für Keller unter Geländeoberkante und wirkungsvolle Abdichtung gegen die wassergesättigten Salztone des Untergrundes. Bei der Anlage von Absenkbrunnen muss es zu besseren Regelungen für das Schutzgut Kirchsee in der Abstimmung zwischen Wasserbau, Gemeinde und Repräsentanten des Naturschutzes (Nationalpark, Biologische Station) geben um die saisonale Grundwasserspitze bis Ende Mai zu verlängern, und so eine hinreichende Dotation des Kirchsees zu ermöglichen. Im wesentlichen ist dies durch Rückstaumaßnahmen möglich, etwa über die gesamte Länge des Abzugsgrabens zum Neusiedler See (2.8), Rückstau des Pfarrer-, Schrändl- und Feldseeegrabens und Rückstau von Kanal 15 bis zur Erreichung einer angestrebten Verdreifachung der freien Wasserfläche (ca.30 ha).

Südlicher Unterer Stinkersee

Nr.	Lackenname in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackenname in NP-Verzeichnis (März 2020)
3.	Lacke südlich Unterstinker	LSU	54	Südlicher Unterer Stinkersee

Pol. Gemeinde Illmitz



Abb. 7: LSU 54, Lacke südlich Unterstinker = **Südlicher Unterer Stinkersee**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 8: LSU 54, Lacke südlich Unterstinker = **Südlicher Unterer Stinkersee** (aus Krachler et al., 2012); 36 = Unterer Stinkersee, 2.9 = Graben, 4 = Graben;

Tab. 10: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Südlichen Unteren Stinkersee (LSU): LSU A, LSU B und LSU C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche LSU A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 1 Datenbank-Nr 337030</p> <p><i>Crypsio-Suaedetum pannonicae</i> (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p><i>Suaeda pannonica</i> [sensu orig.] + <i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> r</p>	
<p>Probefläche LSU B Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 80 Datenbank-Nr 337029</p> <p><i>Puccinellietum peisonis</i> (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p><i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 4x <i>Atriplex prostrata</i> 2b <i>Spergularia maritima</i> 2a <i>Phragmites australis</i> 2a <i>Agrostis stolonifera</i> 1x <i>Puccinellia peisonis</i> 1x <i>Triglochin maritimum</i> 1x <i>Bolboschoenus maritimus</i> +</p>	
<p>Probefläche LSU C Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337028</p> <p><i>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis</i> (Subhalophile Feuchtwiese)</p> <p><i>Festuca arundinacea</i> 3x <i>Carex distans</i> 2a <i>Festuca pseudovina</i> 2a <i>Galium verum</i> 2a <i>Rhinanthus borbasii</i> 2a <i>Agrostis stolonifera</i> 1x <i>Pastinaca sativa</i> 1x <i>Phragmites australis</i> 1x <i>Plantago maritima</i> + <i>Achillea</i> cf. <i>aspleniifolia</i> + <i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i> + <i>Cynodon dactylon</i> +</p>	

Elymus repens	+	
Lotus maritimus	+	
Odontites vulgaris	+	
Sonchus arvensis subsp. uliginosus	+	
Aster tripolium subsp. pannonicus	r	
Atriplex prostrata	r	
Chenopodium chenopodioides	r	
Convolvulus arvensis	r	
Daucus carota	r	
Juncus gerardii	r	
Myosotis sp.	r	
Plantago lanceolata	r	

Tab. 11: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Unteren Stinkersee (LSU) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	LSU A	LSU B	LSU C
Östliche Länge	16,78461	16,78466	16,78463
Nördliche Breite	47,78881	47,78886	47,78878
1993LF	11639	10306	1769
2019LF	2646	871	267
2019-1993LF	-8993	-9435	-1503
DiffLF%	-77	-92	-85
1993pH	10,0	10,5	8,9
2019pH	10,3	9,7	8,6
2019-1993pH	0,3	-0,8	-0,3
DiffpH%	3	-7	-3
1993VD	20	60	93
2019VD	0	93	92
2019-1993VD	-20	33	-2
DiffVD%	-100	36	-2
1993VH	7	55	50
2019VH	0	18	45
2019-1993VH	-7	-37	-5
DiffVH%	-100	-67	-10
1993WG	41	24	13
2019WG	15	18	11
2019-1993WG	-26	-6	-2
DiffWG%	-64	-23	-14

Tab. 12: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Südlichen Unteren Stinkersee (LSU) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSU_A	2019_LSU_A	1993_LSU_B	2019_LSU_B	1993_LSU_C	2019_LSU_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		65	29	3	18	10	3	2
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		57	30		27			
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		31	25		6			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		19	8		8	1		2
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		14	4	4	4		2	
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		12	7		5			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		4				1	2	1
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	A		2	2					
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	A		2	2					
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		1				1		
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		28			1	1	21	5
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		13			2		7	4
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		9				1	2	6
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		8						8
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		7			2	1	2	2
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		3					3	
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		3			1		2	
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		2					2	
<i>Micaria albovittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	2	2					
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		2					1	1
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	Gd		1				1		
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		1						1
<i>Pardosa bifasciata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		1		1				
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	1	1					
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		1						1
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		1						1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		26			6	5	6	9
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		11	1	1	3		5	1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		8						8
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gm		2	1			1		
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Gm		2	1			1		
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	Gm		1					1	
<i>Micrargus subaequalis</i> (Westring, 1851)	Gm		1					1	
<i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778)	Gm		1					1	
<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	Gm		1	1					
<i>Dactylopisthes digiticeps</i> (Simon, 1881)	Gs	1	60	47		12		1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	37	26		1	9		1
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	16	10		6			
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		9	3		5		1	
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		5	4		1			
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		4	2	1		1		
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	Gs		2	2					
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	1			1			
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		172	80	1	67	15	6	3
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		125	25		90	7	2	1
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		67	30		36		1	
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		20	1	2	10	5	2	
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	Gw	1	17	9		8			
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		16	3	1	10		1	1
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		5	1	1		2		1
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	Gw		2			2			

Piratula hygrophila (Thorell, 1872)	Gw	2	1	1				
Antistea elegans (Blackwall, 1841)	Gw	1	1					
Clubiona subtilis L. Koch, 1867	Gw	1					1	
Pachygnatha clercki Sundevall, 1823	Gw	1			1			
Pardosa proxima (C. L. Koch, 1847)	Gw	1	1					
Pardosa pullata (Clerck, 1757)	Gw	1					1	
Pocadicnemis juncea Locket & Millidge, 1953	Gw	1	1					
Tallusia vindobonensis (Kulczyński, 1898)	Gw	1				1		
Tibellus maritimus (Menge, 1875)	Gw	1			1			
Pisaura mirabilis (Clerck, 1757)	W	2				2		
Liocranoeca striata (Kulczyński, 1882)	W	1					1	
		Ind	360	16	335	66	78	59
		Art	31	10	28	19	26	20
		A	8	2	6	4	3	3
		Gd	2	1	4	4	8	9
		Gm	4	1	2	3	5	3
		Gs	7	1	6	2	2	1
		Gw	10	5	10	5	7	4
		W	0	0	0	1	1	0

Tab. 13: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Südlichen Unteren Stinkersee (LSU) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSU_A	2019_LSU_A	1993_LSU_B	2019_LSU_B	1993_LSU_C	2019_LSU_C
Bembidion properans	A		1					1	
Harpalus affinis	A		1				1		
Harpalus rufipes	A		2		1		1		
Harpalus picipennis	Gd	1	4	4					
Harpalus pumilus	Gd		1						1
Microlestes minutulus	Gd		2			1		1	
Parophonus dejeani	Gd	1	1						1
Acupalpus elegans	Gs	1	13	5	1	4	3		
Amara strandi	Gs	1	3			3			
Anisodactylus poeciloides	Gs	1	2	1			1		
Bembidion ephippium	Gs	1	2		2				
Bembidion minimum	Gs	1	1	1					
Bembidion tenellum	Gs	1	4	3		1			
Chlaenius spoliatus	Gs	1	5	5					
Cicindela littoralis nemoralis	Gs	1	5	4	1				
Dyschirius chalybeus gibbifrons	Gs	1	1	1					
Dyschirius pusillus	Gs	1	2		2				
Dyschirius salinus	Gs	1	8	1	5	2			
Dyschirius strumosus	Gs	1	2				2		
Pogonus luridipennis	Gs	1	33		33				
Pogonus peisonis	Gs	1	8	1		7			
Scarites terricola	Gs	1	16	1		2	12		1
Acupalpus maculatus	Gw		1				1		
Anisodactylus binotatus	Gw		5	2	1	1	1		
Bembidion articulatum	Gw		1	1					
Dyschirius globosus	Gw		3			1		2	
Omophron limbatum	Gw	1	1		1				
Oodes helopioides	Gw		1			1			

<i>Carabus granulatus</i>	W	1	1				
Ind		31	47	23	22	3	4
Art		14	9	10	8	2	4
A		0	1	0	2	0	1
Gd		4	0	1	0	1	2
Gm		0	0	0	0	0	0
Gs		23	44	19	18	0	1
Gw		3	2	3	2	2	0
W		1	0	0	0	0	0

Zustand

Der Südliche Untere Stinkersee ist ursprünglich der südliche teil des Unteren Stinkersees und von diesem nicht zu trennen. Heute kann man im Luftbild immer noch eine Verbindung feststellen. Diese tritt allerdings nur mehr bei Höchstwasserständen ein, die meiste Zeit über fungiert der Südliche Untere Stinkersee als eigenständige Lacke.

Vegetation

Die Zonierung des untersuchten Uferabschnitts entspricht einer typischen Salzlacke, wobei Zone B und C allerdings sehr schmal ausgebildet sind: Zone A wird von einem *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur) gebildet, daran schließt in Zone B ein *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) an, der höher gelegenen und von einem Güterweg begrenzten schmalen Uferstreifen in Zone C wird von einem *Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis* (Subhalophile Feuchtwiese) gebildet. Die Pflanzengesellschaften des Jahres 2019 waren durchwegs ähnlich zu jenen des Jahres 1993.

Umweltparameter

Auch an dieser Lacke hat in allen drei Zonen die Leitfähigkeit extrem abgenommen. Der maximale mittlere Wert wurde gleich in der ersten Untersuchungsperiode mit 2646 μS gemessen. Vermutlich kommt es hier im Frühjahr analog zum Beispiel Oberer Stinkersee aber wohl doch noch zu hohe Salzkonzentrationen. Hinsichtlich der Vegetationsdeckung weist die Zone A nahezu keine Vegetation auf, und unterscheidet sich daher gegenüber 1993 um fast 100%; an allen anderen A-Zonen hat die Vegetationsdeckung hingegen deutlich zugenommen. Eine mögliche Erklärung könnte in der sehr schmalen Uferzonierung liegen, die sich zwischen den Jahren möglicherweise immer leicht verschiebt. In Zone B hat die Vegetation nämlich dem allgemeinen Trend folgend um 36% zugenommen.

Spinnen

In allen Zonen zeigten sich deutliche Verluste in der Arten- und Individuenzahl, am extremsten in Zone A. Der Südliche Untere Stinkersee beherbergte 1993 noch alle im Seewinkel nachgewiesenen typischen Salzarten: *Dactylopiastes digiticeps* (Simon, 1881), *Pardosa cribrata* Simon, 1876, *Argenna patula* (Simon,

1874), *Zelotes mundus* (Kulczyński, 1897), *Enoplognatha mordax* (Thorell, 1875), *Prinerigone vagans* (Audouin, 1826), *Silometopus reussi* (Thorell, 1871) und *Attulus inexpectus* (Logunov & Kronestedt, 1997), darunter zahlreiche Rote Liste Arten. Davon lassen sich 2019 nur mehr *Pardosa cribrata* in Zone B und C sowie *Prinerigone vagans* mit jeweils einem Individuum in Zone A und B nachweisen. Auch eine Vielzahl an Feuchtezeigern war 2019 nicht mehr nachweisbar. Erstaunlicherweise betrifft der Artenschwund auch die Acker/Störungsarten, lediglich die stetigste aller Spinnenarten im allen Untersuchungsflächen, *Pardosa agrestis* scheint nach wie vor günstige Bedingungen vorzufinden.

Laufkäfer

Die Untersuchungsflächen am Südlichen Unteren Stinkersee waren 1993 eines der bedeutendsten Vorkommen von Salzferkäfern. Sie beherbergten auch 2019 noch zahlreiche Salzstandortsbewohner, allerdings hat sich die Artenzusammensetzung deutlich verändert. *Amara strandi* und *Pogonus peisonis*, typische Bewohner des Puccinellietum-Spülsaums, sind verschwunden, ebenso waren die typischen Salzferarten *Bembidion minimum*, *Bembidion tenellum*, *Chlaenius spoliatus* und *Dyschirius chalybaeus gibbifrons* 2019 nicht mehr anzutreffen. Dafür ist *Scarites terricola* individuenstärker vertreten; *Pogonus luridipennis* ist, wie auch schon 2014 (Zulka et al. 2016) an manchen Lacken auffallend war, inzwischen der dominante Salzkäfer. Die Art war 1993 noch nicht am Südlichen Unteren Stinkersee nachweisbar. Die Außenzone C war sowohl 1993 als auch 2019 artenarm und individuenarm.

Gefährdung und Maßnahmen

Krachler et al., (2012) behandeln den Südlichen Unteren Stinkersee nur randlich im Kapitel Unterer Stinkersee. Erforderlich wäre auch an dieser Lacke eine Stabilisierung des Wasserhaushalts, da die Wasserführungsperiode durch Absenkung des Grundwassers viel zu kurz ist. Hauptproblem ist jedoch die enorme Verschilfung fast aller Lackenufer. Für diese stark verschilften Ufer fehlt derzeit ein Nutzungs- bzw. Pflegekonzept. Lediglich entlang des Güterwegs wird die Vegetation gelegentlich gemäht und von der in diesem Gebiet im Rahmen des Beweidungsprogramms aktiven Aberdeen-Angus-Rinderherde („Renz-Herde“) beweidet, allerdings viel zu selten und auch nicht intensiv. Unter günstigen trockenen Bedingungen im Winter wäre es daher zielführend das gesamte Schilf zu schneiden und zu entfernen, damit zum einen im folgenden Frühjahr die jungen Schilfriebe „ertrinken“; und zum anderen könnte dann in der Austrocknungsperiode das frisch austreibende Jungschilf dann problemlos von den Rindern gefressen werden.

Unterer Stinkersee

Nr.	Lackenname in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackenname in NP-Verzeichnis (März 2020)
4.	Unterstinkersee	USS	36	Unterer Stinkersee

Pol. Gemeinde Illmitz, Lackenwanne: 89,3 ha, Lackenwannen-Umfang: 4750 m



Abb. 9: USS 36, Unterstinkersee = **Unterer Stinkersee**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 10: USS 36, Unterstinkersee = **Unterer Stinkersee** (aus Krachler et al., 2012), 54 = Südlicher Unterer Stinkersee; 2.9 und 4 = Gräben.

Tab. 14: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Unteren Stinkersee (USS): USS A, USS B und USS C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche USS A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 70</p> <p>Datenbank-Nr 337033</p> <p>Bolboschoeno-Phragmitetum (Brackwasser-Schilf-Röhricht)</p> <p>Phragmites australis 4x</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 2a</p> <p>Atriplex prostrata 1x</p> <p>Chenopodium chenopodioides +</p> <p>Sonchus arvensis subsp. uliginosus +</p>	
<p>Probefläche USS B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 80</p> <p>Datenbank-Nr 337032</p> <p>Atriplicetum prostratae (Spießmelden-Salzflur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 3x</p> <p>Atriplex prostrata 2b</p> <p>Phragmites australis 2b</p> <p>Bolboschoenus maritimus +</p> <p>Chenopodium chenopodioides +</p>	
<p>Probefläche USS C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 90</p> <p>Datenbank-Nr 337031</p> <p>Convolvulo-Agropyrion-Gesellschaft (Quecken-Flur)</p> <p>Elymus repens 3x</p> <p>Scirpoides holoschoenus 2b</p> <p>Eryngium campestre 2a</p> <p>Poa angustifolia 2a</p> <p>Cynodon dactylon 1x</p> <p>Dactylis glomerata 1x</p> <p>Melilotus albus 1x</p> <p>Phragmites australis 1x</p> <p>Achillea cf. collina +</p> <p>Calamagrostis epigejos +</p> <p>Medicago lupulina +</p> <p>Melica transsilvanica +</p> <p>Pastinaca sativa +</p>	

Rosa canina s.lat.	+	
Veronica arvensis	+	
Bromus tectorum	r	
Fallopia convolvulus	r	
Plantago lanceolata	r	

Tab. 15: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Unteren Stinkersee (USS) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	USS A	USS B	USS C
Östliche Länge	16,78549	16,78537	16,78530
Nördliche Breite	47,79732	47,79732	47,79729
1993LF	4833	4786	2803
2019LF	1065	1914	434
2019-1993LF	-3768	-2872	-2368
DiffLF%	-78	-60	-84
1993pH	10,0	10,0	9,1
2019pH	8,8	9,4	7,5
2019-1993pH	-1,2	-0,6	-1,6
DiffpH%	-12	-6	-17
1993VD	2	47	93
2019VD	90	90	100
2019-1993VD	88	43	7
DiffVD%	98	48	7
1993VH	2	27	33
2019VH	93	90	65
2019-1993VH	91	63	32
DiffVH%	98	70	49
1993WG	24	24	26
2019WG	33	32	11
2019-1993WG	9	8	-16
DiffWG%	27	26	-60

Tab. 16: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am am Unteren Stinkersee (USS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

	Hab_Cat	G	Sum	1993_USS_A	2019_USS_A	1993_USS_B	2019_USS_B	1993_USS_C	2019_USS_C
Araneae									
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		101	13	4	56	14	4	10
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		37	18		19			
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		37	3	1	9	2	21	1
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		19	5		14			
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		18	9		9			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		13	6		7			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		6		1			3	2
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		5			2		2	1
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		4	1		2		1	
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	A		2					2	
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		65		7				58
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		33		3		2	13	15
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		22		13		4	1	4
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		10		1				9
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		5						5
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		4						4
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		2					2	
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2				1	1	
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		2				1		1
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		1						1
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	Gd	1	1						1
<i>Micaria albiovittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	1		1				
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	Gd	1	1				1		
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	1						1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		13		3		5	5	
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		7	1				2	4
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		3		1			2	
<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	Gm		2				2		
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		1				1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		16		4	7		5	
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	11	6		5			
<i>Dactylopiastes digiticeps</i> (Simon, 1881)	Gs	1	10	1	1	7		1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	10	4		6			
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		5	4		1			
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	1	1					
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		267	52	11	182	4	17	1
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		116	10	7	67	5	27	
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		59	1		10		48	
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		16	3	4	1	5	3	
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		13	10		3			
<i>Antistea elegans</i> (Blackwall, 1841)	Gw	1	6			1		5	
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	Gw	1	2			2			
<i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867	Gw	1	2					2	
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		2	1		1			
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	Gw		2		1		1		
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)	Gw		2					1	1
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		1		1				
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	Gw		1			1			
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	W		10		3		4	3	
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	W		3		2		1		
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	W		2		1				1

Phrurolithus festivus (C. L. Koch, 1835)	W	1	1					
Zora spinimana (Sundevall, 1833)	W	1	1					
		Ind	149	72	412	53	171	120
		Art	19	22	22	16	23	18
		A	7	3	8	2	6	4
		Gd	0	5	0	5	4	10
		Gm	1	2	0	3	3	1
		Gs	5	2	5	0	2	0
		Gw	6	5	9	4	7	2
		W	0	5	0	2	1	1

Tab. 17: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am am Unteren Stinkersee (USS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_USS_A	2019_USS_A	1993_USS_B	2019_USS_B	1993_USS_C	2019_USS_C
Amara bifrons	A		1					1	
Bembidion properans	A		5			1		4	
Harpalus rufipes	A		10	3		1	5	1	
Ophonus rufibarbis	A		1						1
Amara communis	Gm		1				1		
Carabus germarii	Gm		2					1	1
Harpalus luteicornis	Gm		2	1			1		
Pterostichus vernalis	Gm		2			1		1	
Acupalpus elegans	Gs	1	7			6	1		
Amara convexiuscula	Gs	1	1			1			
Bembidion minimum	Gs	1	1			1			
Bembidion tenellum	Gs	1	29	26		3			
Chlaenius spoliatus	Gs	1	15	8	2	5			
Cicindela littoralis nemoralis	Gs	1	4	4					
Dyschirius chalceus	Gs	1	6	6					
Dyschirius chalybeus gibbifrons	Gs	1	11	10				1	
Dyschirius salinus	Gs	1	61	57		3	1		
Pogonus luridipennis	Gs	1	4	3	1				
Pogonus peisonis	Gs	1	11	10		1			
Scarites terricola	Gs	1	2			2			
Agonum duftschmidi	Gw	1	3		2		1		
Agonum marginatum	Gw	1	1	1					
Anisodactylus binotatus	Gw		3		2		1		
Badister lacertosus	Gw		2			1		1	
Bembidion varium	Gw	1	17	17					
Chlaenius festivus	Gw	1	1				1		
Chlaenius tristis	Gw	1	1				1		
Dyschirius globosus	Gw		14			1		13	
Dyschirius laeviusculus	Gw	1	3			2		1	
Elaphrus riparius	Gw	1	1	1					
Omophron limbatum	Gw	1	5	5					
Oodes gracilis	Gw	1	2		1		1		
Oodes helopioides	Gw		1			1			
Tachys bistriatus	Gw		1			1			
Leistus ferrugineus	W		4		2		1		1
Pterostichus niger	W		1					1	
			Ind	148	14	31	15	25	3

Art	12	8	16	11	10	3
A	0	3	2	5	6	1
Gd	0	0	0	0	0	0
Gm	0	1	1	2	2	1
Gs	124	3	22	2	1	0
Gw	24	5	6	5	15	0
W	0	2	0	1	1	1

Zustand

Der Untere Stinkersee weist die typische lang gestreckte Form der sogenannten Seerandlacken auf ist ebenso wie seine Nachbarn wahrscheinlich durch Abschnürung vom Neusiedler See entstanden, als sich der Seedamm gebildet hat. Der Untere Stinkersee bildete einstmals einen riesigen Wasserkörper, der vermutlich auch noch mit dem nördlich angrenzenden Oberen Stinkersee in Verbindung stand. Die Lackenufer sind heute stark verschilft. Krachler et al. (2020) vermuten einen Zusammenhang mit seiner Ausweisung als Vollnaturschutzgebiet im Jahre 1964. Aufgrund des damaligen „Naturschutzverständnisses“ in Schutzgebieten, keine Pflegemaßnahmen zuzulassen, könnte ein derartiges „Pflegeverbot“ die Ursache für die Ausbreitung des Schilfgürtels an den Ufern gewesen sein. Auch heute werden am Unteren Stinkersee noch immer keine wirksamen Maßnahmen gesetzt, um das Schilf aus den Lackenufern vollständig zu entfernen.

Vegetation

Die inneren Zonen sind erkennbar von Schilf beeinträchtigt, das in Zone A als ein Bolboschoeno-Phragmitetum (Brackwasser-Schilf-Röhricht) ausgebildet ist, in Zone B kann man hingegen ein Atriplicetum prostratae (Spießmellen-Salzflur) differenzieren, und in Zone C handelt es sich um eine ruderale Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur). Alle drei Zonen repräsentieren somit nicht das ideale Bild von typischen halophilen Pflanzengemeinschaften im Lackeninneren und einem Trockenrasen im angrenzenden höheren Lackenufer. Auch im Jahre 1993 war die typische Zonierung nicht erkennbar: damals war allerdings in Zone A statt des heutigen Röhrichts noch eine Salzflur, genauer gesagt ein Atriplicetum prostratae (Spießmellen-Salzflur) ausgebildet; in Zone B und Zone C war jeweils eine Juncion gerardii-Gesellschaft vorhanden, aufgrund der unvollständigen Aufnahmen im Jahre 1993 kann aber leider keine genauere Identifizierung dieser Pflanzengesellschaften vorgenommen werden.

Umweltparameter

In allen Zonen haben die Leitfähigkeit extrem und der pH-Wert durchwegs abgenommen; dieser lag 1993 in allen drei Zonen in einem stark alkalischen Bereich von über 9, im Jahre 2019 konnte lediglich in Zone B ein Wert von 9,4 gemessen werden. In Zone A und auch in Zone B haben die Vegetationshöhe und Vegetationsdeckung deutlich zugenommen; in der einstmals offenen Zone A beträgt die Vegetationsdeckung inzwischen rund 90%. Vermutlich aufgrund der hohen und

durchgängigen Wasserführung des Unteren Stinkersees war der Wassergehalt in Zone A und B höher als 1993, nicht aber in Zone C, wo er 2019 um 60% geringer war als 1993.

Spinnen

In Zone A ist die Anzahl der Feuchtezeigern mit 5 gegenüber 5 Arten annähernd gleich geblieben, in Zone B hat sich die Anzahl von neu auf 4 mehr als halbiert. Auch wenn die beiden 1993 dominanten Arten *Arctosa leopardus* und *Pardosa prativaga* im Jahre 2019 noch nachweisbar sind, zeigt sich in den Individuenzahlen sehr deutlich, vor allem wenn man die Situation in Zone B ein dramatischer Rückgang von 182 auf 4 Individuen bzw. 67 auf 5 Individuen. Dieser Populationsschwund ist ein deutliches Zeichen für einen lokalen Aussterbensprozess, der aber nicht allein mit einem gestörten Wasserhaushalt erklärt werden kann, denn der Untere Stinkersee ist neben dem Darscho über die gesamte Untersuchungsperiode Wasser führend gewesen. Zudem war der Wassergehalt im Oberboden in Zone A und B auch höher als 1993.

Ein Artenschwund ist auch bei den Salzzeigern festzustellen: Von den 1993 in Zone A und B vorhandenen sechs Salzarten waren 2019 nur mehr 2 Arten nachweisbar. Hingegen wurden 2019 in Zone A und B jeweils 5 xerothermophile Arten nachgewiesen, während 1993 keine einzige Art dieser Gruppe gefunden wurde. In Zone C hat sich ihre Anzahl der Trockenzeiger ebenfalls, von 4 auf 10 erhöht. Interessanterweise haben in allen drei Zonen auch die Ackerarten teilweise deutlich abgenommen, vermutlich handelt es sich dabei, ohne auf autökologische Details einzugehen, um Arten mit etwas höheren Ansprüchen an die Feuchtigkeit. Insgesamt kann man also festhalten, dass es zu einer Verschiebung im Artenspektrum von Salz- und Feuchtezeigern in Richtung Trockenzeigern gegeben hat, die zudem fallweise auch mit extremen Individuenschwund einhergegangen ist.

Laufkäfer

Der Untere Stinkersee hat seinen Charakter als Salzlacke aus der Sicht der Laufkäfer eingebüßt; lediglich Einzelindividuen von *Acupalpus elegans*, *Dyschirius salinus*, *Pogonus luridipennis* und *Chlaenius spoliatus* deuten noch den Salzcharakter an. Die Lacke war wegen ihrer langen Wasserführung 1993 ein wesentliches Vorkommensgebiet der typischen Salzuferarten; gebietstypische Arten wie *Pogonus peisonis* und Salzuferpezialisten wie *Bembidion tenellum*, *Dyschirius chaldeus* oder *Dyschirius chalybaeus gibbifrons*, allesamt österreichweit gefährdete Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt im Seewinkel, hatten hier individuenstarke Vorkommen. Im Jahr 2019 sind diese Arten verschwunden. Die Individuenzahl des 1993 im Seewinkel weit verbreiteten *Dyschirius salinus* ging am Unteren Stinkersee von 60 auf 1 Individuum in den Fängen zurück. Ein paar wenige neu nachgewiesene bedeutende Feuchtgebietsarten (*Chlaenius festivus*, *Chlaenius tristis*) kompensieren diese Rückgänge nicht. Auffallend ist bei dieser Lacke, dass die Außenzone C, die 1993 noch eine reiche Fauna inklusive des seltenen *Dyschirius laeviusculus* beherbergte, 2019 diese Arten praktisch alle verloren hat und nur mehr insgesamt drei Individuen in dieser Zone gefangen wurden.

Gefährdung und Maßnahmen

Der Untere Stinkersee unterscheidet sich heute ähnlich wie der Darscho vom Großteil der anderen Lacken in der ganzjährigen Wasserführung und dem grundwasserbeeinflussten Chemismus. Selbst in sehr trockenen Jahren (1990 bis 1994 und 2001 bis 2004) war er nie vollständig trocken gefallen, obwohl seit Mitte des 20. Jahrhunderts der Wasserstand durch einen wirkungsvollen Entwässerungsgraben stark abgesenkt wurde (Abb. 36/1, 2.9). Dieser Eingriff hatte durch die substantielle Verringerung der durchschnittlichen Lackenwasserfläche Abschnürung des Südteiles, des sogenannten Südlichen Stinkersees (Nr. 54) zur Folge. Durch Rückstaumaßnahmen wird seit Beginn der 1990er Jahre die Abzugswirkung des Kanals gedrosselt. Der dadurch erzielte Anstieg des Lackenpegels (Abb. 36/2) bewirkte eine Wiedervereinigung des Südlichen mit dem Unteren Stinkersee über weite Strecken des Jahres.

In den 1950er Jahren gravierender wasserbaulicher Eingriff durch den sehr kurzen doch wirksamen Kanal 2.9 im nördlichsten Zipfel des Lackenbeckens. Unter anderem ist östlich des Unteren Stinkersees der mittlere Grundwasserpegel seit den 1950er Jahren um 80 cm gesunken (Abb. 60/2, S. 236). Der Grundwasserbeitrag zur Wasserbilanz hat sich in den vergangenen fünf Jahrzehnten daher wesentlich verringert. Auch die Entsalzung ausgedehnter Flächen im Ostteil ist unter diesem Gesichtspunkt zu beurteilen, nachdem das Ausblühen von Salzen unter den immer weiter anwachsenden Grundwasser-Flurabständen seltener als früher erfolgt.

Krachler et al. (2020) fordern daher eine Stabilisierung des Wasserhaushalts sowie eine Erweiterung der Flachwasserbereiche und Salzböden und empfehlen im einzelnen die Anhebung der Wasserführung von derzeit 35 ha (39 % der natürlichen Lackenwanne) auf rund 60 ha (ca. 70 %) freier Wasserfläche, das Zurückdrängen der Schilfbestände und die Schaffung einer vegetationsfreien salzreichen Übergangszone insbesondere im Ostteil des Lackenbeckens und die Steigerung der Salinität der Wassersäule und Entwicklung eines autonomen Salzlackenchemismus. Erreicht werden können diese Verbesserungen durch den niveaugleichen Rückstau des Lackenwasserabflusses durch Komplettabriegelung des Kanals 2.9, Schnitt des Schilfbestandes im Ostteil des Lackenbeckens sowie Umsetzung eines Beweidungsprogramms insbesondere im Ostteil des Lackenbeckens.

Mittlerer Stinkersee

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
5.	Lacke südlich Oberstinker	LSO	62	Mittlerer Stinkersee

Pol. Gemeinde Illmitz

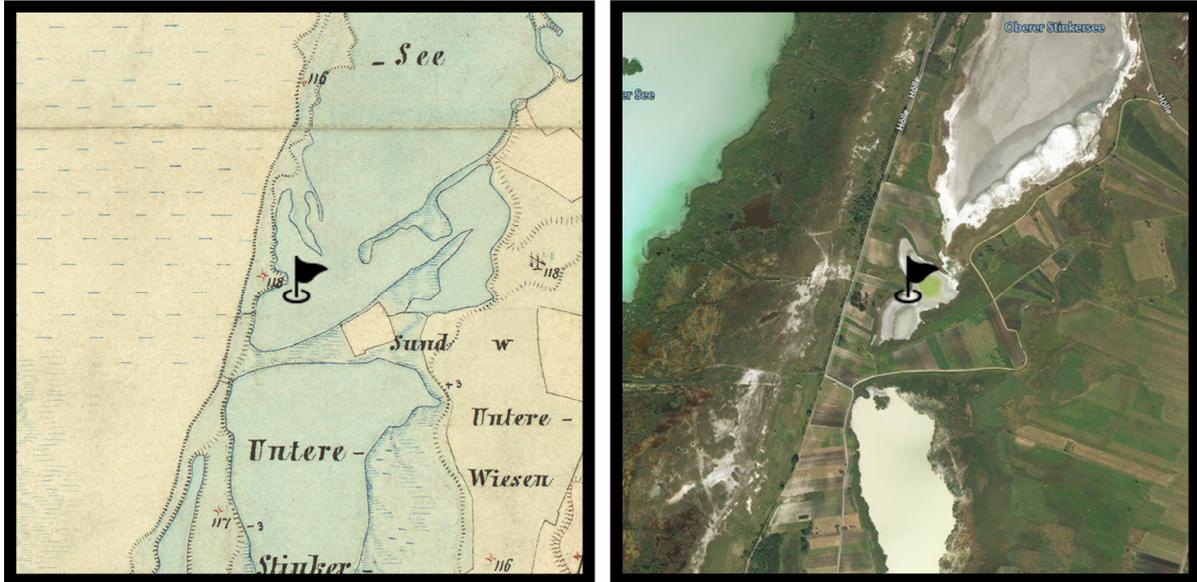


Abb. 11: LSO 62, Lacke südlich Oberstinker = **Mittlerer Stinkersee**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 12: LSO 62, Lacke südlich Oberstinker = **Mittlerer Stinkersee** (aus Krachler et al., 2012); Ursprünglich schloss der Obere Stinkersee die Lettengrube (Nr. 35n), das „Wollfwörth" (Nr. 61) und den Mittleren Stinkersee (Nr. 62) mit ein.

Tab. 18: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Mittleren Stinkersee (LSO): LSO A, LSO B und LSO C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche LSO A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 30 Datenbank-Nr 337037</p> <p>Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p>Suaeda pannonica [sensu orig.] 3x</p>	
<p>Probefläche LSO B Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 70 Datenbank-Nr 337036</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 3x Phragmites australis 2b Suaeda pannonica [sensu orig.] 2a Puccinellia peisonis 1x</p>	
<p>Probefläche LSO C Aufnahmefläche in m2 12 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337035</p> <p>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x Elymus repens 3x Festuca arundinacea 2a Medicago lupulina 2a Carex distans 1x Cynodon dactylon 1x Daucus carota 1x Pulicaria dysenterica 1x Aster tripolium subsp. pannonicus + Arenaria serpyllifolia agg. + Artemisia vulgaris + Juncus gerardii +</p>	

Lolium perenne	+	
Phragmites australis	+	
Plantago major	+	
Poa compressa	+	
Scirpoides holoschoenus	+	
Tripleurospermum inodorum	+	

Tab. 19: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Mittleren Stinkersee (LSO) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	LSO A	LSO B	LSO C
Östliche Länge	16,78676	16,78669	16,78653
Nördliche Breite	47,80653	47,80666	47,80671
1993LF	8972	5706	4781
2019LF	1760	1040	642
2019-1993LF	-7212	-4666	-4138
DiffLF%	-80	-82	-87
1993pH	10,4	10,3	10,0
2019pH	10,6	10,2	8,8
2019-1993pH	0,1	-0,1	-1,2
DiffpH%	1	-1	-12
1993VD	2	67	73
2019VD	22	70	100
2019-1993VD	20	3	27
DiffVD%	92	5	27
1993VH	2	40	10
2019VH	6	57	73
2019-1993VH	4	17	63
DiffVH%	71	29	86
1993WG	23	20	20
2019WG	12	15	16
2019-1993WG	-11	-5	-4
DiffWG%	-47	-23	-19

Tab. 20: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Mittleren Stinkersee (LSO) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSO_A	2019_LSO_A	1993_LSO_B	2019_LSO_B	1993_LSO_C	2019_LSO_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		102	2		49	1	38	12
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		48	5		7	13	23	
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		33	8		20		5	
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		21	3		13		5	
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		6					6	
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		4			4			
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	A		1					1	
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		1					1	
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		8						8
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		5					4	1
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		5				1		4
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		3						3
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		2						2
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2				2		
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	2		1		1		
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		1			1			
<i>Micaria albobittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	1						1
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	1					1	
<i>Talavera aperta</i> (Miller, 1971)	Gd	1	1					1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		63					63	
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Gm		2					1	1
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		12			4	1	7	
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	8			7		1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	8	3		4		1	
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		5	1		2		2	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		5	2	1	2			
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	Gs	1	2				1	1	
<i>Dactylopisthes digiticeps</i> (Simon, 1881)	Gs	1	1	1					
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		103	4		43	2	50	4
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		85	27		51		7	
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		74	5		59		10	
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		27	2		18	1	2	4
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		20			3		8	9
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		5			4		1	
<i>Araeoncus crassiceps</i> (Westring, 1861)	Gw	1	4			4			
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	Gw		4			2		2	
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	Gw		3			1		2	
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		1			1			
<i>Oedothorax fuscus</i> (Blackwall, 1834)	Gw		1					1	
<i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875)	Gw	1	1			1			
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	W		1						1
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	W		1						1
Ind			63	2	300	23	244	51	
Art			12	2	22	9	26	13	
A			4	0	5	2	7	1	
Gd			0	1	1	3	3	6	
Gm			0	0	0	0	2	1	
Gs			4	1	5	2	5	0	
Gw			4	0	11	2	9	3	
W			0	0	0	0	0	2	

Tab. 21: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Mittleren Stinkersee (LSO) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSO_A	2019_LSO_A	1993_LSO_B	2019_LSO_B	1993_LSO_C	2019_LSO_C
<i>Amara aenea</i>	A		1					1	
<i>Bembidion properans</i>	A		11					11	
<i>Harpalus affinis</i>	A		73	4		15			54
<i>Harpalus distinguendus</i>	A		6	1		1			4
<i>Harpalus rufipes</i>	A		22			6		10	6
<i>Poecilus cupreus</i>	A		2					2	
<i>Calathus ambiguus</i>	Gd		1						1
<i>Harpalus flavescens</i>	Gd	1	1						1
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	1	1					
<i>Anisodactylus poeciloides</i>	Gs	1	1			1			
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	4	1		2		1	
<i>Bembidion tenellum</i>	Gs	1	3	1		2			
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	21	12		9			
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	55	21	15	1	18		
<i>Dyschirius chalceus</i>	Gs	1	2			2			
<i>Dyschirius pusillus</i>	Gs	1	2	1			1		
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	7	1		5		1	
<i>Dyschirius strumosus</i>	Gs	1	2				1	1	
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	6	5			1		
<i>Pogonus peisonis</i>	Gs	1	44			44			
<i>Scarites terricola</i>	Gs	1	10				6	1	3
<i>Anisodactylus binotatus</i>	Gw		4			3		1	
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	25	24				1	
<i>Pterostichus elongatus</i>	Gw	1	1			1			
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		1	1					
			Ind	68	20	76	43	30	69
			Art	10	3	11	7	10	6
			A	0	5	6	16	24	64
			Gd	0	0	0	0	0	2
			Gm	0	0	0	0	0	0
			Gs	43	15	66	27	4	3
			Gw	25	0	4	0	2	0
			W	0	0	0	0	0	0

Zustand

Der Mittlere Stinkersee ist ein Teil einer einstmaligen großen zusammenhängenden Wasserfläche des „Ur-Oberer Stinkersees“, zu der neben dem heutigen Oberen Stinkersee (Nr. 35) auch die Lettengrube (Nr. 35n) und das „Wolfswörth“ (Nr. 61) gehörten. Seit ihrer Aufspaltung in der Zwischenkriegszeit des 19. Jahrhunderts haben sich diese vier Teile stark auseinanderentwickelt. Die Trennung des Mittleren Stinkersees vom Oberen Stinkersee erfolgte vor allem durch die Begrenzung des Wasserstands über den Graben Richtung Unterer Stinkersee. Indirekt wirkt sich auch die sehr massive Grundwasserabsenkung im Norden durch den Untere Höllacken-Scheibenlackenkanal nachteilig auf das Wasser- und Salzaufkommen aus, und hat zu Degradation größerer Flächen

(Lettengrube, Wollswörth) im Bereich Mittlerer – Oberer Stinkersee geführt. Sehr wahrscheinlich hatte der „Ur-Obere Stinkersee“, der die Fläche des heutigen Mittleren Stinkersees einschloss, vor der Wasserstandsreduktion eine bezüglich Chemismus, Trübe und Wasserführung mehr an den Unteren Stinkersee erinnernde Zusammensetzung (gemischt Grundwasser-Niederschlag-gespeiste Lacke).

Vegetation

Der untersuchte Uferabschnitt weist eine für intakte Sodalacken typische Zonierung zumindest im Lackeninneren auf, mit einem *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur) in Zone A, einem *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) in Zone B; da die auf dem sandigen Lackenufer angelegten Weingärten bis an den Lackenrand reichen, ist untersuchten Uferbereich die C-Zone nur sehr schmal als *Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis* (Subhalophile Feuchtwiese) ausgebildet. Die gleiche Situation konnten wir bereits in dem schmalen Uferstreifen am Südlichen Unterstinkersee beobachten. Würden die höher gelegenen sandigen Flächen nicht als Weingärten genutzt werden, wären sie wohl von Sandtrockenrasen bewachsen. Im Vergleich mit 1993 haben sich die Pflanzengesellschaften der Zone A und B nicht verändert. Hingegen lässt sich aus der Aufnahme von 1993 für Zone der Schluss ziehen, dass es sich damals um eine Spülsaumgesellschaft an der Grenze zwischen einem *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) im tiefer gelegenen Lackenboden und einem ruderalem Rasen, sehr wahrscheinlich einer Hundszahngras-Ruderalflur, im höher gelegenen Lackenufer gehandelt hat. Die Spülsaumgesellschaft ist ein Hinweis darauf, dass 1993 der frühjährliche Wasserstand im Mittleren Stinkersee vermutlich höher war als 2019.

Umweltparameter

Bei den Veränderungen der Umweltbedingungen fällt vor allem der enorme Salzverlust in allen drei Zonen auf; auffällig ist auch die Tatsache, dass in der A-Zone die Untersuchungsfläche nahezu vegetationsfrei war, während 2019 eine Deckung von 22% geschätzt wurde; in der anschließenden B-Zone ist die kann man hingegen beobachten, dass mit einer Zunahme von lediglich 5% die Deckung annähernd gleich geblieben ist. Auch der pH-Wert in der A- und B Zone unterscheidet sich 2019 kaum von jenem des Jahres 1993. Wir vermuten, dass der stabile pH-Wert ein Indikator auch dafür ist, dass es zumindest im Frühjahr auch am Mittleren Stinkersee zu hohen Salzkonzentration im Lackenwasser bzw. Lackenoberboden kommt, auch wenn diese später in der sommerlichen Austrocknungsperiode wie bei eigentlich allen Lacken merklich ausdünnt. Im übrigens zeigt sich das auch im Wassergehalt, der in allen drei Zonen deutlich abgenommen hat.

Spinnen

In Zone A sind alle vier Feuchtezeiger des Jahres 1993 nicht mehr nachweisbar, und in Zone B ist ihre Zahl von 11 auf zwei mit insgesamt nur drei Individuen geschrumpft. Betrachtet man die zwei mesophilen Arten, so wurde die 1993 noch dominante *Ozyptila simplex* gar nicht mehr gefunden. Man

kann also mit Sicherheit sagen, dass die Feuchte- und Nässezeiger mehr oder weniger verschwunden sind. Ähnliches gilt für die Salzzeiger in allen drei Zonen, wobei es auffällt, dass überhaupt alle fünf Salzzeiger des Jahres 1993 in der direkt ans Lackeninnere angrenzende schmalen C-Zone des Jahres 2019 verschwunden sind. Quantitativ waren bereits 1993 die Salzzeiger nur mehr in geringer Individuenzahl vorhanden, jetzt konnten in Zone A und B zusammen überhaupt nur mehr drei Individuen gefangen werden. Extreme Verluste in Zone A und B sind selbst bei den Ackerarten zu beobachten. Lediglich in Zone C konnte sich die sonst fast überall vorkommende *Pardosa agrestis* noch halten, in Zone B gibt es offenbar nur mehr für die sehr gut ausbreitungsfähige *Erigone dentipalpis* günstige Umweltbedingungen. In Zone A und B waren auch die xerothermophilen Arten kaum vorhanden. Zumindest war es erfreulich, dass so wie 1993 ein Exemplar von *Lycosa singoriensis* auch im Jahre 2019 gefangen wurde, 1993 in Zone A, 2019 in Zone B.

Laufkäfer

Auch der Mittlere Stinkersee hat 2019 viele Salzarten gegenüber 1993 verloren. Besonders auffallend ist der Rückgang von 44 auf 0 Individuen bei *Pogonus peisonis*, einer Art der pannonischen Salzstandorte, die in Österreich ausschließlich im Seewinkel vorkommt und hier ein Verbreitungszentrum hat. Die Arten nasser Salzufer sind so wie am Unteren Stinkersee auch am Mittleren Stinkersee praktisch gänzlich ausgefallen; lediglich der Sandlaufkäfer *Cicindela littoralis nemoralis* wurde 2019 in größerer Zahl gefangen. In der C-Zone wurde der exklusive Sandbewohner *Harpalus flavescens* nach dem Seewinkel-Erstnachweis am Sandeck (Zulka et al. 2014) nun auch in der Nähe einer Lacke nachgewiesen; die Herkunft des Tieres ist wahrscheinlich eine benachbarte Weingartenbrache mit sandigem offenen Boden.

Gefährdung und Maßnahmen

Das größte Problem für den Mittlern-Oberen Stinkersee-Komplex stellt heute für Krachler et al. (2012) eindeutig der direkte Abzug von Lackenwasser samt der darin gelösten Salze nach Süden zum Unteren Stinkersee (Nr. 36) durch den Mittlerer Stinkersee-Unterer Stinkersee-Graben, sowie durch die Reduktion des Zustromes aus der Lettengrube durch den sehr wirksamen Scheibenlackenkanal. Zitat Krachler et al. (2012): „Die Wasserstandsbegrenzung (Absenkung) erfolgt von der Südspitze des Mittleren Stinkersees (62) über [Graben 4](#) nach Süden zum 180 m nahen Unteren Stinkersee (36), von diesem über [Graben 2.9](#) weiter in das nur 200 m entfernte Seevorgelände“.

Für den Mittleren Stinkersee sollten zudem im Nord- und Westbereich gegen die Weingärten Pufferzonen eingerichtet werden. dazu wäre es natürlich notwendig diese jetzt noch genutzten Weingärten in Bracheflächen unzuwandeln und später durch entsprechende Beweidungsmaßnahmen in wertvolle Sandtrockenrasen umzuwandeln. Für Krachler et al. (2020) wäre es wünschenswert und auch vorstellbar dass, durch ein solches in der Zukunft zu etablierendes Beweidungsprogramm im gesamten Gebiet „Mittlerer-Oberer Stinkersee Komplex“ eine stark strukturierte zusammenhängende

Salzlackenlandschaft mit allen ihren wesentlichen feucht-nassen bis extrem trockenen Strukturelementen entstehen könnte.

Oberer Stinkersee

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
6.	Oberstinkersee	OSS	35	Oberer Stinkersee

Pol. Gemeinde Illmitz, Lackenwanne: 106 ha, Lackenwannen-Umfang: 9300 m

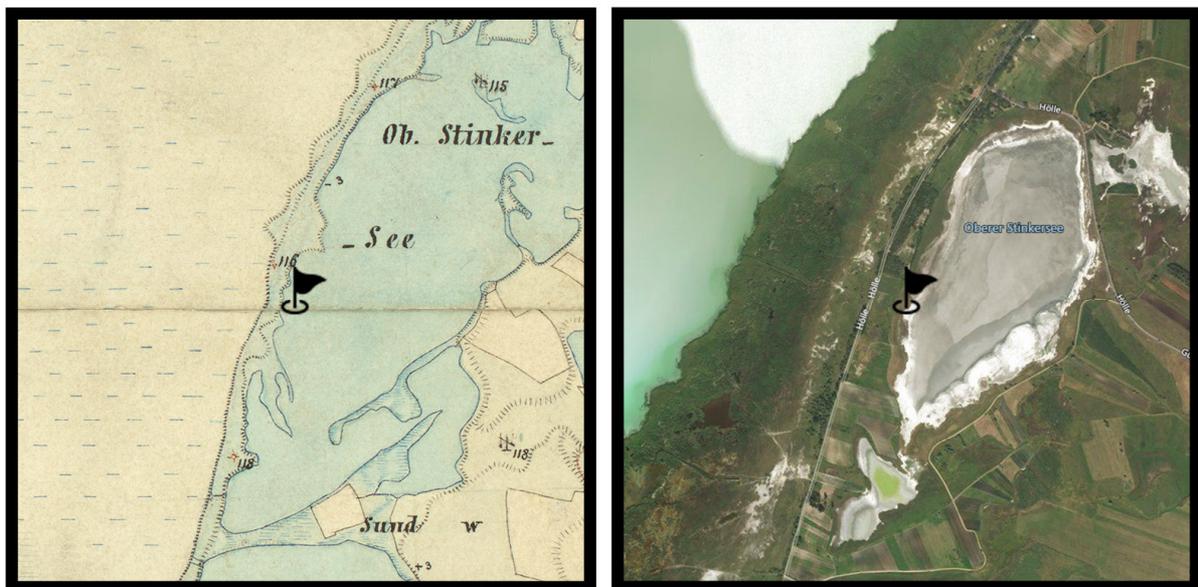


Abb. 13: OSS 35, Oberstinkersee = **Oberer Stinkersee**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 14: OSS 35, Oberstinkersee = **Oberer Stinkersee** (aus Krachler et al., 2012); Ursprünglich schloss der Obere Stinkersee die Lettengrube (Nr. 35n), das „Wollfswörth“ (Nr. 61) und den Mittleren Stinkersee (Nr. 62) mit ein.

Tab. 22: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Oberen Stinkersee (OSS): OSS A, OSS B und OSS C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche OSS A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 40 Datenbank-Nr 337040</p> <p>Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p>Suaeda pannonica [sensu orig.] 3x Puccinellia peisonis r</p>	
<p>Probefläche OSS B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 60 Datenbank-Nr 337039</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 3x Puccinellia peisonis 3x Cuscuta sp. 1x Lotus tenuis +</p>	
<p>Probefläche OSS C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 95 Datenbank-Nr 337038</p> <p>Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)</p> <p>Elymus hispidus 3x Festuca rupicola 2b Phleum phleoides 2b Astragalus austriacus 2a Galium verum 2a Lotus corniculatus 1x Poa angustifolia 1x Securigera varia 1x Teucrium chamaedrys 1x Achillea cf. collina + Allium sp. + Asperula cynanchica + Astragalus onobrychis +</p>	

Avenula pubescens	+	
Bromus erectus	+	
Carex liparocarpos	+	
Centaurea scabiosa	+	
Cynodon dactylon	+	
Dactylis glomerata	+	
Dianthus carthusianorum agg.	+	
Iris pumila	+	
Medicago falcata	+	
Muscari neglectum	+	
Onobrychis arenaria	+	
Phragmites australis	+	
Rhinanthus borbasii	+	
Sanguisorba minor	+	
Seseli hippomarathrum	+	
Stachys recta	+	
Thesium ramosum	+	
Thymus odoratissimus	+	
Plantago lanceolata	r	
Plantago media	r	
Trinia glauca	r	
Vicia villosa	r	

Tab. 23: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Oberen Stinkersee (OSS) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	OSS A	OSS B	OSS C
Östliche Länge	16,78858	16,78846	16,78798
Nördliche Breite	47,81260	47,81261	47,81276
1993LF	8278	3617	1314
2019LF	1054	1052	724
2019-1993LF	-7224	-2565	-590
DiffLF%	-87	-71	-45
1993pH	10,4	9,4	7,6
2019pH	10,2	9,2	7,2
2019-1993pH	-0,2	-0,2	-0,4
DiffpH%	-2	-2	-5
1993VD	5	68	95
2019VD	33	57	100
2019-1993VD	28	-12	5
DiffVD%	85	-17	5
1993VH	3	11	20
2019VH	13	21	15
2019-1993VH	11	10	-5
DiffVH%	80	47	-25
1993WG	18	20	7
2019WG	12	21	19
2019-1993WG	-6	1	12
DiffWG%	-32	3	62

Tab. 24: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Oberen Stinkersee (OSS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

	Hab_Cat	G	Sum	1993_OSS_A	2019_OSS_A	1993_OSS_B	2019_OSS_B	1993_OSS_C	2019_OSS_C
Araneae									
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		444	68	51	256	42	27	
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		92	56	5	9	22		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		15	4	2	3	6		
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		12	1		10	1		
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		6			4		1	1
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		2			1		1	
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		1			1			
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1			1			
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		25					25	
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		17	1		5	6	1	4
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		16						16
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		16			8	1	6	1
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		7						7
<i>Erigonoplus globipes</i> (L. Koch, 1872)	Gd		6			6			
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	Gd		5			1		4	
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	Gd	1	4					4	
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2			1	1		
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	Gd	1	2					2	
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	Gd	1	1						1
<i>Alopecosa schmidtii</i> (Hahn, 1835)	Gd	1	1					1	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1						1
<i>Euryopis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	Gd	1	1					1	
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		1						1
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	1		1				
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	Gd	1	1						1
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		1						1
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		1					1	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		3			2			1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		2			1	1		
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Gm		2					1	1
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	30	16	10	2	2		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		11		2	7	2		
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	5	5					
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronstedt, 1997)	Gs	1	2			1	1		
<i>Dactylopiastes digiticeps</i> (Simon, 1881)	Gs	1	1	1					
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		1			1			
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		7	5		2			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		6	2	2		2		
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		3	1		1	1		
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		3	3					
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		2			2			
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		2		2				
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		1	1					
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	W		2		1				1
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	W		1				1		
	Ind		164	76	325	89	75	37	
	Art		13	9	22	14	13	13	
	A		4	3	8	4	3	1	
	Gd		1	1	5	3	9	9	
	Gm		0	0	2	1	1	2	
	Gs		3	2	4	3	0	0	

Gw	5	2	3	2	0	0
W	0	1	0	1	0	1

Tab. 25: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Oberen Stinkersee (OSS) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_OSS_A	2019_OSS_A	1993_OSS_B	2019_OSS_B	1993_OSS_C	2019_OSS_C
<i>Bembidion properans</i>	A		1			1			
<i>Brachinus elegans</i>	A		6	5		1			
<i>Cylindera germanica</i>	A		2				2		
<i>Harpalus affinis</i>	A		9		1	4	4		
<i>Harpalus distinguendus</i>	A		1				1		
<i>Poecilus cupreus</i>	A		2			1	1		
<i>Calathus melanocephalus</i>	Gd		1			1			
<i>Harpalus picipennis</i>	Gd	1	6					6	
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd		3			1		2	
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		3			3			
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	2			2			
<i>Amara strandi</i>	Gs	1	1			1			
<i>Amblystomus niger</i>	Gs	1	1			1			
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	28	21	1	6			
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	8	8					
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	9	5	4				
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	2	2					
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	5		4		1		
<i>Poecilus puncticollis</i>	Gs	1	1	1					
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	30	1	29				
<i>Pogonus peisonis</i>	Gs	1	4	3	1				
<i>Polistichus connexus</i>	Gs	1	2			1		1	
<i>Pterostichus macer</i>	Gs	1	35			35			
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	1	1					
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		1		1				
			Ind	47	41	58	9	9	0
			Art	9	7	13	5	3	0
			A	5	1	7	8	0	0
			Gd	0	0	5	0	8	0
			Gm	0	0	0	0	0	0
			Gs	41	39	46	1	1	0
			Gw	1	1	0	0	0	0
			W	0	0	0	0	0	0

Zustand

Mit einer Länge von ca. 1.200 m und einer Breite von durchschnittlich 500 m stellt der Obere Stinkersee heute das größte Gewässer am westlichen Rand des Seewinkels dar. Betrachtet man allerdings die historische Karte von 1972/73, ist klar erkennbar, dass der Obere Stinkersee aktuell nur mehr ein Torso jener Lacke ist, die noch bis in die Zwischenkriegszeit des 19. Jahrhunderts existierte,

und die Krachler et al. (2012) als „Ur-Oberer Stinkersee“ bezeichnen. Krachler et al. (2012) vermuten, dass dieser „Ur-Obere Stinkersee“ vor der Wasserstandsreduktion eine bezüglich Chemismus und Trübe mehr an den Unteren Stinkersee erinnernde Zusammensetzung einer gemischt Grundwasser-Niederschlag-gespeisten Lacke aufwies. Heute ist das Lackenwasser des Oberen Stinkersees bei Wasserführung von einer intensiven milchig-weißen Trübe geprägt

Am Westufer grenzt der Obere Stinkersee an den Seedamm an, welcher bis vor wenigen Jahren fast flächig von Weingärten dominiert wurde, jetzt aber von Brachflächen dominiert wird. Somit sind die Pufferzonen gut ausgebildet. Nach Süden schließt ein stark von Salzeinfluss geprägter Übergangsbereich an, der die Verbindung zum Mittleren Stinkersee darstellt.

Vegetation

Der Obere Stinkersee weist nicht nur entlang des untersuchten Uferabschnitts eine charakteristische Zonierung auf. Schilfröhricht tritt vor allem im Südostteil sowie punktuell am Westufer auf, die Ausdehnung ist insgesamt auf die Gesamtfläche bezogen, gering. Bei den untersuchten Flächen handelt es sich in Zone A um ein *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur), in Zone B um ein *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) und in Zone C um ein *Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae* (Furchenschwingel-Steppe auf Sand). Letztere stellt eine für den sandigen Boden des Seedamms typische Trockenrasenvegetation dar. IM Vergleich mit den Vegetationsaufnahmen des Jahres 1993 lässt sich schlussfolgern, dass die Pflanzengesellschaften in Zone A und B dieselben waren, wie 2019. In Zone B deuten die Pflanzenarten des Jahres 1993 darauf hin, dass in der Untersuchungsfläche statt der heutigen Zickgras-Flur eine *Juncion Gerardii*-Gesellschaft ausgebildet war. Durch Pflegemaßnahmen (Mahd) in den Folgejahren konnten die Straußgras-Bestände inzwischen zurückgedrängt werden, sodass der heutige Lackenboden wieder von einer typischen breiten Zickgras-Flur bedeckt wird, die zum Lackenzentrum hin in eine Pannonische Salzmelden-Flur übergeht.

Umweltparameter

Krachler et al. (2012) verweisen darauf, dass die Randzonen oft schon im Februar bis in den April Salzausblühungen zeigen, während im Sommer hingegen bleiben die Salzausblühungen wegen des zu großen Grundwasserflurabstandes meist ausbleiben.

Das zeigt sich auch im Vergleich der Leitfähigkeitswerte, die 2019 gegenüber 1993 in Zone A um 87% und in Zone B um 71% abgenommen haben. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass die Vegetationsdeckung in Zone A sich um 85% erhöht hat, in Zone B allerdings um 17% zurückgegangen ist. Dieser Unterschied hat möglicherweise mit dem Wassergehalt des Oberbodens zu tun, der sich ebenfalls unterscheidet, und zwar durch einen Verlust in Zone A um 32%, aber mit einer leichten Zunahme um 3% in Zone B. Die Unterschiede zwischen Zone A und B könnten ein Hinweis darauf sein, dass sich die Störung in der Hydrologie im Jahre 2019 vor allem in Zone A zeigt.

Möglicherweise könnte 1993 die Störung in Zone B stärker als in Zone A wirksam geworden sein, und sich dort seither stabilisiert haben, während sich in Zone A die Bedingungen erst später verschlechtert haben, was jetzt durch die Unterschiede zwischen den beiden Zonen sichtbar geworden ist.

Spinnen

Die Zahl der Feuchtzeiger ist von fünf auf zwei gesunken, allerdings wurden bereits 1993 nur wenige Individuen gefunden. Positiv ist anzumerken, dass unter den Salzzeigern, zumindest die beiden häufigsten Arten, *Pardosa cribrata* und *Zelotes mundus* im Jahre 2019 sowohl in Zone A, als auch in Zone B noch vorhanden waren. Gleiches gilt auch für die häufigsten Acker/Störungsarten *Pardosa agrestis*, *Oedothorax apicatus* und *Trochosa ruricola*. Leider konnten unter den Salzzeigern 2 wertvolle Rote Liste Arten nicht mehr gefunden werden: *Argenna patula* und *Dactylopiastes digiticeps*. Hingegen ist es erfreulich, dass der untersuchte Trockenrasen der C-Zone nach wie vor bedeutende xerothermophile Arten aufweist, auch wenn sich das Artenspektrum etwas verschoben hat (z.B. fanden wir 2019 bei den Lycosiden *Alopecosa mariaae* statt *Alopecosa schmidtii* und bei den Gnaphosiden *Phaeceus braccatus* statt *Berlandina cinerea*) wurden in beiden Jahren jeweils 9 Arten gefangen. Man kann also davon ausgehen, dass auch aufgrund des Managements (Mahd) dieser kleine Trockenrasen im Verbund mit den umgebenen Sandtrockenbrachen einen adäquaten Lebensraum für xerothermophile Spinnenarten darstellt, wenngleich auch mit einer erkennbaren Veränderung im Artenspektrum.

Laufkäfer

Der Obere Stinkersee war 1993 eines der bedeutendsten Vorkommen von Salzlaufkäfern. Im Jahr 2019 waren die Fangzahlen dieser Arten außer bei *Cicindela littoralis nemoralis* und *Pogonus luridipennis* durchwegs geringer; Bestände von *Acupalpus elegans*, *Amara strandi*, *Amblystomus niger*, *Chlaenius spoliatus*, *Dyschirius salinus*, *Poecilus puncticollis*, *Polistichus connexus* und *Pterostichus macer* wurden nicht mehr festgestellt, die 1993 weit im Seewinkel verbreitete Salzkäferart *Bembidion minimum* war nach Fangzahl 27 im Jahr 1993 nur mehr mit einem Individuum im Fang 2019 vertreten. Das dominante Auftreten von *Pogonus luridipennis* unterstreicht die Beobachtungen des Jahres 2014, als diese Art auch schon sehr häufig war (Zulka et al. 2016). Die Art *Microlestes corticalis* ist neu zur Zönose hinzugetreten. Insgesamt hat sich die Individuen Fangzahl der Salzarten zwischen 1993 und 2019 kaum verändert; qualitativ ist die Salzkäferzönose 2019 eine gänzlich andere als 1993.

Auf dem kleinen isolierten Trockenrasen-Rest der C-Zone waren 1993 noch spezialisierte Trockenrasen-Arten anzutreffen, 2019 wurde kein dort überhaupt kein Laufkäfer mehr nachgewiesen.

Gefährdung und Maßnahmen

In die Hydrologie des Oberen Stinkersees ist mehrfach massiv eingegriffen worden: Im Nordteil wurde die sogenannte Lettengrube durch die Dammstraße von der L205 zur Hölle abgetrennt. Weiters wurde durch die Begrenzung des Wasserstands über den Graben Richtung Unterer Stinkersee (Abb. 35/1, 4) sowohl der Mittlere Stinkersee (Nr. 62) als auch das sogenannte Wollfswörth (Nr. 61) abgetrennt, und der Grundwasserbeitrag (über die Lettengrube) wurde durch den sehr wirksamen Scheibenlackenkanal 2.10 de facto auf null reduziert.

Zitat Krachler et al. (2012): „Die Wasserstandsbegrenzung (Absenkung) erfolgt von der Südspitze des Mittleren Stinkersees (62) über **Graben 4** nach Süden zum 180 m nahen Unteren Stinkersee (36), von diesem über Graben 2.9 weiter in das nur 200 m entfernte Seevorgelände“.

Das größte Problem für den Obere Stinkersee-Komplex stellt sicherlich die Begrenzung des Wasser- und des Salzaufkommens dar durch den direkten Abzug von Lackenwasser samt der darin gelösten Salze nach Süden zum Unteren Stinkersee (Nr. 36) durch den Mittlerer Stinkersee-Unterer Stinkersee-Graben, sowie durch die Unterbrechung des Zustromes aus der Lettengrube. Insgesamt wirkt sich die sehr massive Grundwasserabsenkung im Norden durch den Untere Höllacken-Scheibenlackenkanal nachteilig aus, weil sie die weit fortgeschrittene Verlandung der Lettengrube bewirkt hat und die Kapazität der Lettengrube, zur Wasserbilanz des Oberen Stinkersees wesentlich beizutragen, stark eingeschränkt hat.

Als Renaturierungsmaßnahmen empfehlen Krachler et al. (2012) daher die Anhebung der Wasserführung des Oberen Stinkersees, den Totalstopp des Abzuges von Lackenwasser durch den Mittlerer Stinkersee-Unterer Stinkerseeegraben, die Totalschließung des nur 500 m nördlich der Lettengrube aktiven Untere Höllacken-Scheibenlackengrabens um die Grundwasserverhältnisse im Bereich der Lettengrube die stabilisieren, und die Integration des Mittleren Stinkersee, des Wollfswörths, der Lettengrube und gegebenenfalls auch der Thomaslacke („Unteren Höllacke“, Lacke Nr. 52) zu einem Landschaftskomplex durch die Etablierung eines Beweidungsprogramms.

Janischlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
7.	Höllacke	HLL	34	Janischlacke

Pol. Gemeinde Illmitz, Lackenwanne: 12,6 ha, Lackenwannen-Umfang: 1.370 m

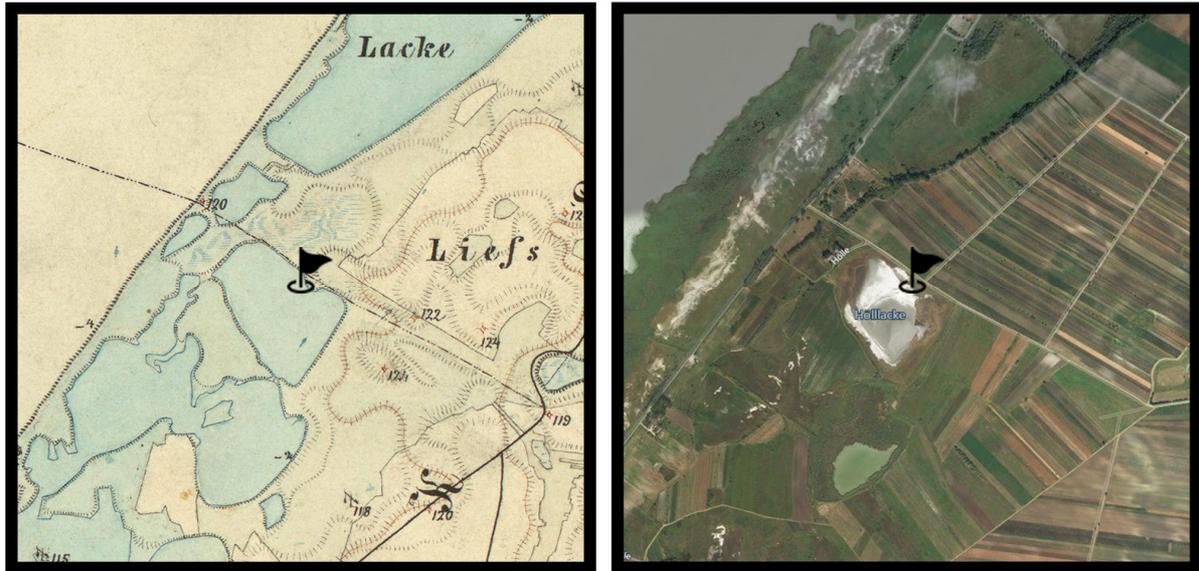


Abb. 15: HLL 34, Höllacke = **Janischlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 16: HLL 34, Höllacke = **Janischlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 34/1); 52 = Thomaslacke, 263 = Scheibenlacke.

Tab. 26: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Janischlacke (HLL): HLL A, HLL B und HLL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche HLL A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 23 Datenbank-Nr 337071</p> <p>Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p>Suaeda pannonica [sensu orig.] 2b Aster tripolium subsp. pannonicus + Puccinellia peisonis r</p>	
<p>Probefläche HLL B Aufnahmefläche in m2 22 Gesamtdeckung Krautschicht 50 Datenbank-Nr 337070</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) - untypisch</p> <p>Agrostis stolonifera 2b Puccinellia peisonis 2a Astragalus sulcatus 2a Aster tripolium subsp. pannonicus 1x Cuscuta sp. 1x Odontites vulgaris 1x Arenaria serpyllifolia agg. + Conyza canadensis + Phragmites australis + Picris hieracioides + Silene multiflora + Capsella bursa-pastoris r Filago arvensis r Plantago lanceolata r Vulpia myuros r</p>	
<p>Probefläche HLL C Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 85 Datenbank-Nr 337069</p> <p>Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)</p> <p>Festuca rupicola 3x Teucrium chamaedrys 2b Astragalus austriacus 2a Securigera varia 2a</p>	

Bothriochloa ischaemum	1x
Briza media	1x
Carex stenophylla	1x
Centaurea scabiosa	1x
Dactylis glomerata	1x
Galium verum	1x
Salvia pratensis	1x
Achillea cf. collina	+
Asperula cynanchica	+
Astragalus onobrychis	+
Avenula pubescens	+
Chrysopogon gryllus	+
Dianthus carthusianorum agg.	+
Hieracium densiflorum	+
Hypericum perforatum	+
Lotus corniculatus	+
Ononis spinosa	+
Phleum phleoides	+
Phragmites australis	+
Plantago media	+
Potentilla incana	+
Scirpoides holoschoenus	+
Senecio jacobaea	+
Stipa joannis	+
Thymus odoratissimus	+
Veronica spicata	+
Carex flacca	r
Euphorbia cyparissias	r
Trinia glauca	r



Tab. 27: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Janischlacke (HLL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	HLL A	HLL B	HLL C
Östliche Länge	16,80902	16,80919	16,80936
Nördliche Breite	47,82800	47,82809	47,82811
1993LF	11222	5411	1044
2019LF	3581	511	575
2019-1993LF	-7642	-4900	-469
DiffLF%	-68	-91	-45
1993pH	10,5	10,2	7,9
2019pH	10,6	8,4	7,5
2019-1993pH	0,1	-1,8	-0,4
DiffpH%	1	-18	-6
1993VD	1	50	94
2019VD	32	67	95
2019-1993VD	30	17	1
DiffVD%	96	25	1
1993VH	3	25	17
2019VH	7	14	19
2019-1993VH	4	-11	3
DiffVH%	60	-43	14
1993WG	19	16	8
2019WG	12	14	13
2019-1993WG	-7	-2	6
DiffWG%	-37	-13	42

Tab. 28: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Janischlacke (HLL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_HLL_A	2019_HLL_A	1993_HLL_B	2019_HLL_B	1993_HLL_C	2019_HLL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		59	3	1	51	3	1	
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		18			18			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		9	3	1	4	1		
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		7	7					
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		5				2	2	1
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		5	1		4			
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		3	1		2			
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1			1			
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		27					27	
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		18				2		16
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		6			2	1		3
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		5			1	4		
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		3				1	1	1
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		2		1	1			
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	Gd		1					1	
<i>Agyneta simplicitarsis</i> (Simon, 1884)	Gd		1					1	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1						1
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		1			1			
<i>Euryopis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	Gd	1	1					1	
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		1				1		
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	Gd		1				1		
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	Gd	1	1		1				
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		1					1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		8			6		2	
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gm		3			1		2	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		3			2		1	
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		2						2
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	Gm		1			1			
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		1			1			
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Gm		1			1			
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		1					1	
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	28	3		25			
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		6			6			
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		3	2	1				
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		2			2			
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	1			1			
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		93	10		82		1	
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		59	3		56			
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		27	10		17			
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		21	1		20			
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		12	1		11			
<i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834)	Gw		3	1		2			
<i>Gongyliidium murcidum</i> Simon, 1884	Gw		1	1					
<i>Hypososinga heri</i> (Hahn, 1831)	Gw		1	1					
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		1			1			
	Ind		48	5	320	16	43	24	
	Art		15	5	27	9	14	6	
	A		5	2	6	3	2	1	
	Gd		0	2	4	6	6	4	
	Gm		0	0	6	0	5	1	

Gs	2	1	4	0	0	0
Gw	8	0	7	0	1	0
W	0	0	0	0	0	0

Tab. 29: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Janischlacke (HLL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_HLL_A	2019_HLL_A	1993_HLL_B	2019_HLL_B	1993_HLL_C	2019_HLL_C
<i>Amara aenea</i>	A		4						4
<i>Amara bifrons</i>	A		1			1			
<i>Brachinus elegans</i>	A		27			27			
<i>Calathus fuscipes</i>	A		3				3		
<i>Harpalus affinis</i>	A		1				1		
<i>Harpalus distinguendus</i>	A		1				1		
<i>Harpalus rufipes</i>	A		3			2		1	
<i>Harpalus tardus</i>	A		2		1		1		
<i>Poecilus cupreus</i>	A		2			2			
<i>Trechus quadristriatus</i>	A		1						1
<i>Amara tibialis</i>	Gd		1						1
<i>Calathus ambiguus</i>	Gd		1				1		
<i>Calathus melanocephalus</i>	Gd		2				1	1	
<i>Harpalus flavicornis</i>	Gd	1	3						3
<i>Harpalus pumilus</i>	Gd		4				2	2	
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		1						1
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Gd	1	1				1		
<i>Microlestes fissuralis</i>	Gd		1				1		
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		1					1	
<i>Ophonus cribricollis</i>	Gd	1	1				1		
<i>Harpalus luteicornis</i>	Gm		1			1			
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	30	19		11			
<i>Amara strandi</i>	Gs	1	26			26			
<i>Anisodactylus poeciloides</i>	Gs	1	12			12			
<i>Bembidion ephippium</i>	Gs	1	5	5					
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	7	2		5			
<i>Bembidion tenellum</i>	Gs	1	1	1					
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	1			1			
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	19	3	16				
<i>Dyschirius chalceus</i>	Gs	1	1			1			
<i>Dyschirius pusillus</i>	Gs	1	2		2				
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	44	44					
<i>Dyschirius strumosus</i>	Gs	1	1			1			
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	27	27					
<i>Pogonus peisonis</i>	Gs	1	3	3					
<i>Scarites terricola</i>	Gs	1	5			3	2		
<i>Badister lacertosus</i>	Gw		1			1			
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	4	4					
<i>Loricera pilicornis</i>	Gw		1			1			
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		1	1					
Ind			109	19	94	16	5	10	
Art			10	3	14	12	4	5	
A			0	1	31	7	1	5	
Gd			0	0	0	7	4	5	

Gm	0	0	1	0	0	0
Gs	104	18	60	2	0	0
Gw	5	0	2	0	0	0
W	0	0	0	0	0	0

Zustand

Die Janischlacke ist heute eine ausschließlich von Niederschlagswasser gespeiste Weißlacke. Das Lackenwasser der Janischlacke wird zwar nicht durch einen eigenen Kanal abgezogen, aber oberirdische Entwässerung ist nicht unbedingt erforderlich, um eine rein astatische, ausschließlich niederschlagsgespeiste Lacke langfristig zu zerstören, denn das Absenken des Grundwasserspiegel auf ein nicht-natürliches Niveau reicht aus, um die Salzversorgung aus dem Untergrund soweit einzuschränken, dass an den höher liegenden Randbereichen Salzausblühungen während der sommerlichen Austrocknungsperiode nicht mehr möglich sind.

Vegetation

Zone A wird von einem *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur), Zone B von einem „untypischen“ *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur), und Zone C von einem *Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae* (Furchenschwingel-Steppe auf Sand) gebildet. Die untypische Zone B ist durch das Vorhandensein einer Reihe nicht-halophiler Pflanzenarten geprägt, die darauf schließen lassen, dass das *Puccinellietum* bereits von einer Sukzession betroffen ist, was sich durch den Vergleich der Leitfähigkeitswerte der Jahre 1993 und 2019 gut veranschaulichen lässt. Auch der Vergleich mit der von 1993 bestätigt diese Vermutung: denn damals war in Zone B ein typisches *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) ausgebildet, bestehend aus den beiden Kennarten, *Puccinellia peisonis* (Deckung 30%) und *Aster tripolium* subsp. *pannonicus* (Deckung 10%) sowie mit spärlichen Nachweis von *Bolboschoenus maritimus* (+). In Zone A und Zone C hingegen 1993 dieselben Pflanzengesellschaften wie 2019 vorhanden. Jedoch war die Furchenschwingel-Steppe in Zone C 1993 stark verbracht, wurde aber seither durch gutes Mahdmanagement in ihrem Zustand deutlich verbessert.

Umweltparameter

Die Leitfähigkeit sank in Zone A im Jahre 2019 gegenüber 1993 zwar um 68% von durchschnittlich rund 11200 auf jetzt rund 3600 μS , in Zone B beträgt der Verlust allerdings 91%, von rund 5400 auf rund 500. Bereits Krachler et al. (2012) beobachteten, dass durch die stark eingeschränkte Wasserführung insbesondere die Randbereiche der Janischlacke entsalzt und das Gesamtsalzaufkommen der Oberen Hölllacke ist auf einen Bruchteil gesunken sind. Auch der pH-Wertvergleich bestätigt diesen Befund: denn während sich dieser in der A-Zone nicht verändert hat, ist er in der B-Zone um 18% gesunken. Dies ist wohl auch ein Grund für die Zunahme der nicht-halophilen Vegetation in dieser Zone. Die Vegetationsdeckung hat in der B-Zone um 25%

zugenommen, in Zone A ist sie hingegen um 96% gestiegen, von einer nahezu vegetationsfreien Fläche auf eine Deckung von über 30%. In Zone A und B hat 2019 der Wassergehalt abgenommen, in Zone C hingegen zugenommen, was wiederum zeigt, dass das Jahr 2019 im Vergleich mit 1993 kein Ausnahmejahr des Niederschlags war, sondern eher sogar leicht feuchter war als 1993.

Spinnen

Der Rückgang des Wassergehalts in Zone A und B und das vermutlich frühere Austrocknen der Lacke im Jahre 2019 hat zu einem dramatischen Verlust aller (!) 6 Feuchte- und 9 Nässezeiger geführt. Dieser Rückgang kann nur als katastrophal bezeichnet werden, zumal im Jahre 1993 die Nässezeiger auch quantitativ das Lackeninnere dominiert haben. Bis auf *Pardosa agrestis* und *Erigone dentipalpis* sind in den Zonen A und B mit Ausnahme von 2 Individuen von *Agyneta rurestris* auch keine Acker/Störungsarten mehr nachweisbar. Dafür hat die Zahl der xerothermophilen Arten von 4 auf 6 leicht zugenommen. Von den im Jahre 1993 ohnehin bereits auf 5 Arten reduzierten Salzzeigern, konnte 2019 nur mehr ein einziges Individuum von *Prinerigone vagans* in Zone A gefangen werden. In Zone C fällt des Weiteren auf, dass es auch hier einen Artenschwund von 14 auf 6 Arten gegeben hat.

Die Spinnenfauna der Janischlacke veranschaulicht, dass sich sowohl im Lackeninneren als auch im relativ großen und mittels Mahd gut gepflegten Trockenrasen des umgebenden Lackenufers negative Entwicklungen erkennen lassen. Als „pressure“ im Lackeninneren hatten bereits Krachler et al. (2012) auf die Störung des Wasser- und damit einhergehenden Salzhaushalts hingewiesen; im sandigen höher gelegenen Lackenufer hat sich vermutlich der Klimawandel bemerkbar gemacht, was durch den Rückgang der mesophilen Arten von 5 auf 1 verdeutlicht wird. Bewerksenswert ist auch das Verschwinden der 1993 dominanten xerothermophilen *Arctosa lutatiana* und das erstmalige Auftreten der jetzt dominanten xerothermophilen Art *Zodarion rubidum*, bei der es sich um ein Neozoon handelt.

Laufkäfer

Außer *Cicindela littoralis nemoralis*, *Dyschirius pusillus* und zwei Individuen von *Scarites terricola* konnten von der sehr reichhaltigen und individuenstarken Salzkäferarten-Zönose 1993 bei der Aufsammlung im Jahr 2019 keine Vertreter mehr nachgewiesen werden; die Salzkäfer-Individuenzahlen gingen von 164 (1993) auf 20 (2019) zurück. Die Übergangzone B, 1993 überwiegend von Salzkäfern besiedelt, ist nunmehr fast ausschließlich von Arten der Trockenrasen, Halbtrockenrasen und Äcker besiedelt. Das Vorkommen von *Amara aenea* und *Trechus quadristriatus* in der C-Zone (2019) deutet Spillover-Ruderalisierungseffekte aus den umliegenden Ackerfeldern an, mit *Harpalus flavicornis* ist allerdings auch noch eine Vertreter einer anspruchsvolleren Trockenrasen-Artengemeinschaft präsent.

Gefährdung und Maßnahmen

Krachler et al. (2012) berichten, dass an der Janischlacke die Randzonen, die sich ringförmig um den verbliebenen vegetationsfreien Salzlacken Kern erstrecken, durch das Ausbleiben von Salzausblühungen bereits nachweislich betroffen sind. Insgesamt hat der niedrige Grundwasserpegel und der dadurch bedingte ausbleibende Salznachschub auch zur Entwicklung eines großen Schilfbestands im Lackenbecken geführt, ein deutliches Indiz für die beginnende Degradation dieser Lacke.

Für Krachler et al. (2012) hauptverantwortlich für langfristig zu niedrige Grundwasserstände dürfte der „Untere Hölllacken-Scheibenlackenkanal“ sein, welcher den Grundwasserkörper in nur 400 m südwestlich anschneidet und gleichzeitig den Lackenwasserstand der Thomaslacke (= Untere Hölllacke) drastisch senkt. Der chemische Befund der Unteren Hölllacke weisen auf einen wirksamen Grundwasserabsenktrichter im Gebiet hin, der Grundwasser aus dem Bereich der Oberen Hölllacke abzieht.

Zitat Krachler et al. (2022): „Die Gefährdung der Oberen Hölllacke geht von der Absenkung des die Lacke mit Salzen nährenden Grundwassers aus: Der überwiegende Teil der Lackensohle bewegt sich zwischen 116,9 müA und 117,1 müA. Im Bohrloch 109 (Illmitz), etwa 400 m westlich des Lackenzentrums, wurde zwischen 2000 und 2009 ein mittlerer Grundwasserpegel von 116,07 müA gemessen. Unter Berücksichtigung des Ost-West-Gefälles des Grundwassers von ca. 1,3 m/1.000 m, was rund 0,52 m/400 m entspricht, liegt der mittlere Grundwasserpegel um ca. **0,5 m zu tief**, um die Salzversorgung dauerhaft zu gewährleisten“.

Dringlichste Maßnahme zur Verbesserung des Wasserhaushalts ist für Krachler et al (2012) die Verfüllung des Untere Hölllacken – Scheibenlackenkanal bis zum Westrand der Scheibenlacke mit Salztone unter Beimengung von Soda und Glaubersalz zur Sicherstellung der Dichtheit beizumengen ist. Zwar ist der Untere Hölllackenkanal-Scheibenlacken-Kanal seit 2008/2009 am Westrand der Scheibenlackenwanne durch ein Stauwerk aufgestaut, aber auf einem zu niedrigem Niveau, sodass Jahr für Jahr aus der Untere Hölllacke Wasser abgezogen und damit die Salze der Janischlacke ausgespült werden.

In den umgebenden Lackenufern mit seinen wertvollen Sandtrockenrasen empfehlen Krachler et al. (2012) die Weiterführung der Mahd. Zur Renaturierung der peripheren Salzböden wäre neben der Mahd auch einer Beweidung empfehlenswert, wobei ein Beweidungsprogramm für den gesamten Lackencluster Janischlacke-Thomaslacke (= Obere und Untere Hölllacke, Lacke Nr. 34 und Lacke Nr. 52), Scheibenlacke (Lacke Nr. 263) bis inklusive Lettengrube (Lacke Nr. 35n) zu erstellen wäre.

Ochsenbrunnlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
8.	Ochsenbrunnlacke	OBL	30	Ochsenbrunnlacke

Pol. Gemeinde Illmitz/Apetlon, Fläche Lackenwanne: 45,4 ha, Lackenwannen-Umfang: 4740 m



Abb. 17: OBL 30, **Ochsenbrunnlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.

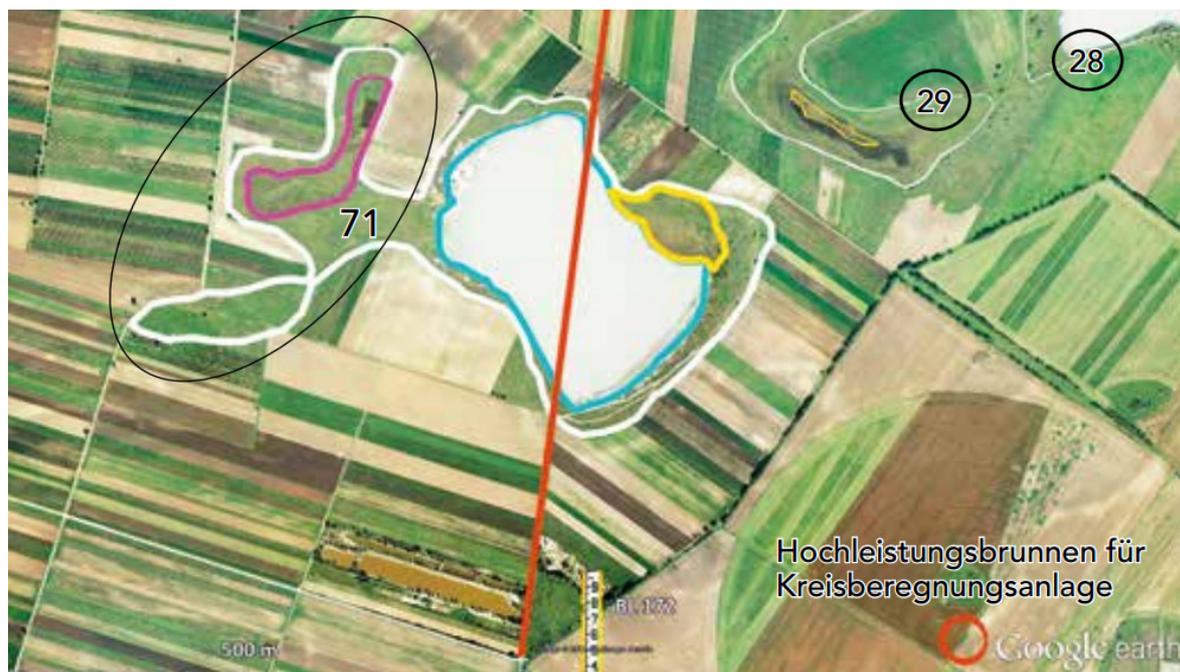


Abb. 18: OBL 30, **Ochsenbrunnlacke** (aus Krachler et al., 2012): 28 = Birnbaumlacke, 29 = Kipflacke. 71= Illmitzer Hoflacke (Lacke westlich Ochsenbrunnlacke), schwarze Umrandung, ist bereits trocken gefallen und verlandet.

Tab. 30: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Ochsenbrunnlacke (OBL): OBL A, OBL B und OBL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche OBL A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 25</p> <p>Datenbank-Nr 337050</p> <p>Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p>Suaeda pannonica [sensu orig.] 2b</p> <p>Crypsis aculeata 1x</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus +</p> <p>Puccinellia peisonis r</p>	
<p>Probefläche OBL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 45</p> <p>Datenbank-Nr 337049</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Puccinellia peisonis 3x</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 2b</p> <p>Lotus tenuis r</p>	
<p>Probefläche OBL C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 95</p> <p>Datenbank-Nr 337048</p> <p>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)</p> <p>Poa angustifolia 3x</p> <p>Agrostis stolonifera 2b</p> <p>Dactylis glomerata 2a</p> <p>Elymus repens 2a</p> <p>Trifolium campestre 2a</p> <p>Festuca arundinacea 1x</p> <p>Inula britannica 1x</p> <p>Phragmites australis 1x</p> <p>Plantago maritima +</p> <p>Calamagrostis epigejos +</p> <p>Carduus acanthoides +</p> <p>Carex distans +</p> <p>Cirsium vulgare +</p>	

Cynodon dactylon	+
Daucus carota	+
Erigeron annuus	+
Galium verum	+
Lotus tenuis	+
Melilotus albus	+
Odontites vulgaris	+
Pulicaria dysenterica	+
Silene multiflora	+
Sonchus arvensis subsp. uliginosus	+
Trifolium pratense	+
Vicia angustifolia	+
Juncus compressus	r
Juncus gerardii	r
Taraxacum officinale agg.	r

Tab. 31: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Ochsenbrunnlacke (OBL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	OBL A	OBL B	OBL C
Östliche Länge	16,84481	16,84492	16,84498
Nördliche Breite	47,81349	47,81361	47,81366
1993LF	3531	1839	1147
2019LF	876	1237	437
2019-1993LF	-2654	-602	-710
DiffLF%	-75	-33	-62
1993pH	10,2	9,9	7,9
2019pH	10,3	9,6	7,7
2019-1993pH	0,1	-0,3	-0,2
DiffpH%	1	-3	-2
1993VD	1	11	63
2019VD	19	43	100
2019-1993VD	18	32	37
DiffVD%	95	75	37
1993VH	1	7	22
2019VH	5	10	53
2019-1993VH	4	3	32
DiffVH%	80	33	59
1993WG	17	3	3
2019WG	10	11	15
2019-1993WG	-7	8	13
DiffWG%	-40	70	83

Tab. 32: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Ochsenbrunnlacke (OBL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_OBL_A	2019_OBL_A	1993_OBL_B	2019_OBL_B	1993_OBL_C	2019_OBL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		117	32	10	19	23	28	5
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		9						9
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		1				1		
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		1	1					
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1	1					
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		1				1		
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		8	1		4	1	1	1
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		6				3	1	2
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		5				3	2	
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		3				2		1
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2					2	
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	Gd	1	1						1
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		1						1
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	Gd		1						1
<i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832)	Gd		1					1	
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		1				1		
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	Gd	1	1				1		
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	Gd	1	1				1		
<i>Talavera aequipipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		1						1
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		1						1
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		1						1
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		1						1
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		1						1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		9				2		7
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		3					2	1
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		2					2	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		2					1	1
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	41	27	7	4	3		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		4	1		2	1		
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronstedt, 1997)	Gs	1	2			1		1	
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	1	1					
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		1	1					
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		1				1		
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	W		1	1					
Ind			66	17	30	44	42	35	
Art			9	2	5	14	11	16	
A			3	1	1	3	1	2	
Gd			1	0	1	7	5	11	
Gm			0	0	0	1	4	3	
Gs			4	1	3	2	1	0	
Gw			0	0	0	1	0	0	
W			1	0	0	0	0	0	

Tab. 33: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Ochsenbrunnlacke (OBL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_OBL_A	2019_OBL_A	1993_OBL_B	2019_OBL_B	1993_OBL_C	2019_OBL_C
<i>Amara aenea</i>	A		1						1
<i>Amara bifrons</i>	A		8					8	
<i>Calathus fuscipes</i>	A		8			1		4	3
<i>Harpalus affinis</i>	A		20	2	11	5		2	
<i>Poecilus sericeus</i>	A		4						4
<i>Pterostichus melanarius</i>	A		1						1
<i>Trechus quadristriatus</i>	A		1					1	
<i>Zabrus tenebrioides</i>	A		1			1			
<i>Amara equestris</i>	Gd		2					2	
<i>Calathus ambiguus</i>	Gd		3					3	
<i>Calathus cinctus</i>	Gd		1						1
<i>Harpalus flavicornis</i>	Gd	1	1				1		
<i>Harpalus froelichii</i>	Gd	1	1		1				
<i>Harpalus pumilus</i>	Gd		1	1					
<i>Harpalus serripes</i>	Gd		2						2
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Gd	1	1						1
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		1			1			
<i>Ophonus cribricollis</i>	Gd	1	1		1				
<i>Poecilus punctulatus</i>	Gd		1						1
<i>Bembidion ephippium</i>	Gs	1	2		2				
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	3	1		2			
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	4		4				
<i>Dyschirius strumosus</i>	Gs	1	1		1				
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	9	3	2	3	1		
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	15	6	9				
<i>Pterostichus cursor</i>	Gw	1	1						1
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		3		3				
Ind			11	25	19	7	20	15	
Art			4	9	6	3	6	9	
A			0	2	13	5	15	9	
Gd			1	2	1	1	5	5	
Gm			0	0	0	0	0	0	
Gs			10	18	5	1	0	0	
Gw			0	3	0	0	0	1	
W			0	0	0	0	0	0	

Zustand

Die Ochsenbrunnlacke gehört zu den zentralen Lacken des Seewinkel, die eine andere Genese haben als die Lacken der Seerandzone im Westen des Seewinkels (Löffler 1982). Nähert man sich der Ochsenbrunnlacke von außerhalb, kann man die für eine Sodalacke typische Vegetationszonierung und die große offene periodisch mit Wasser gefüllte Lackenmulde nach wie vor deutlich erkennen.

Vegetation

Die Untersuchungsflächen weisen in den drei Zonen die selbe Abfolge der Pflanzengesellschaften auf wie beim Südlichen Unteren Stinkersee und beim Mittleren Stinkersee: in Zone A ist ein Crypsio-

Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur) ausgebildet, in Zone B ein Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur), und in Zone C ein Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese). Die Vegetationsaufnahmen von 1993 zeigen, dass sich die Pflanzengesellschaften in den Untersuchungsflächen nicht geändert haben; überraschenderweise ist die Subhalophile Feuchtwiese in Zone C damals vermutlich in einem trockeneren Zustand gewesen als 2019.

Umweltparameter

Da bereits im Jahre 1993 die Salzgehalte in der Ochsenbrunnlacke relativ gering waren, maximaler durchschnittlicher Wert in Zone A betrug 3531 μS , sind die Verluste im Jahre 2019 mit einem maximalen durchschnittlichen Leitfähigkeitswert von 1237 μS in Zone B weniger dramatisch als in den westlichen Sodalacken. In Zone B beträgt der Unterschied lediglich zum Jahr 1993 mit 1839 μS somit „nur“ 33%. Überraschenderweise ist der pH-Wert nahezu unverändert geblieben! Die hohen alkalischen pH-Werte von 9,6- 10,3 zeigen, dass es sich nach wie vor um eine typische Sodalacke handelt, auch wenn das Salz während der sommerlichen Austrocknungsperiode kaum oder nur in geringem Ausmaß nachweisbar war. Deutliche Veränderungen zeigen sich allerdings in allen drei Zonen in der Zunahme der Vegetationsstruktur (Deckung und Höhe). Nicht überraschend ist die Abnahme des Wassergehalts in Zone A um 40%, hingegen hat sich der durchschnittliche Wassergehalt in Zone A im Jahre 2019 gegenüber 1993 um 70% erhöht, in Zone C sogar um 83%. Auch in der Ochsenbrunnlacke ist der Rückgang des Wassergehalts in Zone A wohl auf einen gestörten Wasserhaushalt zurückzuführen, der vermutlich schon 1993 als „pressure“ wirksam war. Eine Folge davon ist vermutlich auch die Tatsache, dass im Jahre 2019 in Zone A die durchschnittliche Leitfähigkeit sogar geringer war als in Zone B, während sie im Jahre 1993 in Zone A noch doppelt so hoch war als in Zone B. Die Zunahme des Wassergehalts in Zone B und vor allem in Zone C ist wiederum ein Beleg dafür, dass es sich im Jahre 2019 durchaus um ein „feuchteres Jahr“ als 1993 gehandelt hat, was durch die Niederschlagsdaten auch bestätigt wird. Für den Wassergehalt des Oberbodens spielt natürlich auch die Vegetationsstruktur eine entscheidende Rolle, denn durch die Zunahme der Deckung und der Wuchshöhe wird der Oberboden vor Einstrahlung abgeschirmt und dadurch vor Austrocknung geschützt. Würde die Vegetation der Lackenufer gemäht und/oder beweidet, wäre der Boden offener und es würde mehr Wasser verdunsten können.

Spinnen

Im Jahre 1993 wurde kein einziger Nässezeiger nachgewiesen, im Jahre 2019 konnte immerhin ein Individuum von *Haplodrassus minor* in Zone B gefangen werden. Von den 1993 nachgewiesenen 5 Salzzeiger sind immerhin noch die beiden häufigsten Arten dieser Habitataffinitätsgruppe, *Pardosa cribrata* und *Zelotes mundus* auch 2019 noch gefunden worden. Im Jahr 1993 handelte es sich im Artenspektrum der Zonen A und B bereits um sehr stark reduzierte Spinnengemeinschaften. Die

einzigste Spinne, die sowohl 1993 als auch 2019 quantitativ eine Rolle spielt ist die Acker/Störungsart *Pardosa agrestis*. In Zone B fällt auf, dass sich die Anzahl der xerothermophilen Arten im Jahre 2019 von 1 auf 7 gestiegen ist, und auch in Zone C hat sich die Anzahl der xerothermophilen Arten deutlich zugenommen, mit einem Sprung von 5 auf 11 hat sie sich mehr als verdoppelt. Die Zunahme der xerothermophilen Arten ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass, auch wenn die Zahlen zum Wassergehalt etwas anderes vermuten lassen, die Bedingungen in den Uferbereichen der Ochsenbrunnlacke sehr wahrscheinlich trockener geworden sind.

Laufkäfer

Die Ochsenbrunnlacke ist eine der wenigen Salzlacken, bei der die Salzlaufkäfer-Zönose im Jahr 2019 hinsichtlich Arten- und Individuenzahl reichhaltiger war als im Jahr 1993. *Bembidion ephippium*, eine Art, die seit jeher starken Bestandsschwankungen im Seewinkel unterliegt (Hoffmann 1925a,b), *Cicindela littoralis nemoralis* und *Dyschirius strumosus* sind neu hinzugetreten, *Bembidion minimum* ist dafür verschwunden. Auch der C-Zone ist 2019 artenreicher als 1993; die hinzutretenden Arten sind Bewohner von xerothermen Standorten und Ackerrändern. Eine klar abgrenzbare Zönose der Übergangszone B fehlte 1993 wie 2019.

Gefährdung und Maßnahmen

Die Ochsenbrunnlacke ist nicht von einer direkte Entwässerung oder Wasserstandslimitierung durch Gräben betroffen. Dennoch hat sich in ihr durch die allgemeinen Absenkung des Grundwasserpegels im zentralen Lackenbereich die damit einhergehende Entsalzung des Oberbodens bereits 1993 bemerkbar gemacht und sich seither noch weiter verschlechtert. In Zone A wurden 1993 durchschnittlich rund 3531 μS gemessen, 2019 allerdings nur mehr 876 μS , also um genau drei Viertel weniger.

Weil der Grundwasserflurabstand während der Austrocknungsphase zu groß ist, trocknet der salzführende Horizont durch, sodass der die Salze an die Oberfläche transportierende Kapillarstrom zusammenbricht und die noch vorhandenen Oberflächensalze in weiterer Folge durch die Niederschläge zunehmend in den Unterboden gewaschen werden. Krachler et al. (2012) berechneten auf der Basis hydrographischer Daten, dass im Monat Juni für die Jahre 2004 bis 2010 der Lackenboden durchschnittlich zwar „nur“ 0,30 m vom Grundwasserpegel getrennt ist, aber trotzdem genügt dieser Abstand, um die natürliche Hydrologie der Ochsenbrunnlacke während der sommerlichen Austrocknungsperiode wieder in Gang zu setzen. Laut Krachler et al. (2012) existiert dieser Zustand viel zu niedriger Grundwasserpegel schon seit über 70 Jahren. Bereits Haas (1992) hat für den zentralen Seewinkel einen Absinken der Grundwasserpegels von 0,4 - 0,8m zwischen den 1950er Jahren und 1988 berechnet. Ein chemischer Beleg sind für Krachler et al. (2012) auch Vergleichsdaten zum Sulfatanteil, der sich seit den Messungen von Löffler (1959) verdreifacht hat;

das ist Hinweis darauf, dass „durch sinkenden Grundwasserspiegel die Sättigung des salzführenden Horizonts während des sommerlichen Trockenliegens immer großflächiger dessen Belüftung weicht. Die flächenhafte Absenkung des Grundwasserspiegels im Einzugsbereich der Ochsenbrunnlacke ist laut Krachler et al. (2012) auf zwei Hauptfaktoren zurückzuführen: (i) Wasserbauliche Eingriffe in Form von Entwässerungsgräben und Kanälen, wie den Schrammelgraben (aktiv, Nr. 2.11.1), den Heidlacke-Hottergrube-Darscho-Graben (derzeit inaktiv, Nr. 6), den Kleine Neubruchlacke-Fuchslochlacke-Sechsmahdlacken-Graben (heute verfallen) und den Hauptkanal (aktiv); (ii) Entnahme von Grundwasser für die Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen, wobei dem nur 870 m entfernten zu Beginn der 1980er Jahre errichteten Hochleistungsbrunnen einer Kreisberegnungsanlage des Paulhofs eine besondere Rolle zukommen dürfte.

Die sich daraus ergebenden Gegenmaßnahmen sind (i) zum einen das Anheben des Grundwasserspiegels (vor allem während der sommerlichen Austrocknungsperiode durch wirkungsvolles Rückstauen des Schrammelgrabens und seiner drei Zubringergräben) und (ii) zum anderen ein Ersatz aller überalterten, unwirtschaftlichen und ökologisch nicht vertretbaren Feldbewässerungsanlagen durch zeitgemäße Systeme mit wesentlich höherem Wirkungsgrad.

Kipflacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
9.	Paulhoflacke / Lacke südlich Birnbaumlacke	PHL/LSB*	29	Kipflacke

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 14,4 ha, Lackenwannen-Umfang: 2630 m

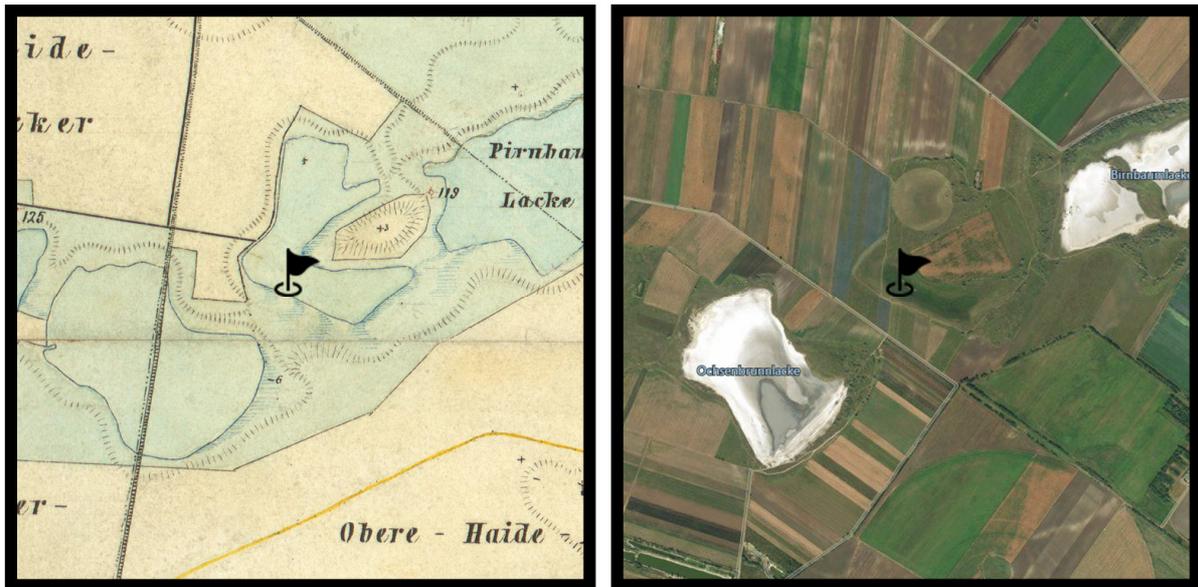


Abb. 19: LSB 29, Lacke südlich Birnbaumlacke = **Kipflacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 20: LSB 29, Lacke südlich Birnbaumlacke = **Kipflacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 29/1); 28 = Birnbaumlacke, 30 = Ochsenbrunnlacke.

Tab. 34: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Kipflacke (LSB): LSB A, LSB B und LSB C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche LSB A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 80 Datenbank-Nr 337053</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 4x Eleocharis uniglumis 2a Lotus tenuis 2a Inula britannica 1x Elymus repens + Poa angustifolia + Carex otrubae r Erigeron annuus r Setaria pumila r Vicia angustifolia r</p>	
<p>Probefläche LSB B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 70 Datenbank-Nr 337052</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x Puccinellia peisonis 2b Carex stenophylla 2a Inula britannica 2a Plantago maritima 1x Lotus tenuis 1x Poa angustifolia 1x Aster tripolium subsp. pannonicus + Dactylis glomerata + Medicago lupulina + Scorzonera cana + Galium verum r</p>	
<p>Probefläche LSB C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 20 Gesamtdeckung Krautschicht 80 Datenbank-Nr 337051</p> <p>? (Stark ruderalisierter Salzschwengel-Rasen)</p> <p>Poa angustifolia 3x Achillea cf. collina 2b Dactylis glomerata 2a Conyza canadensis 2a</p>	

Scorzonera cana	1x
Medicago lupulina	1x
Lolium perenne	1x
Inula britannica	1x
Festuca pseudovina	1x
Bromus hordeaceus	1x
Vicia hirsuta	+
Vicia angustifolia	+
Veronica arvensis	+
Trifolium campestre	+
Plantago lanceolata	+
Geranium pusillum	+
Galium aparine	+
Erigeron annuus	+
Cynodon dactylon	+
Carduus acanthoides	+
Capsella bursa-pastoris	+
Arrhenatherum elatius	+
Arenaria serpyllifolia agg.	+
Myosotis sp.	r
Mercurialis annua	r
Convolvulus arvensis	r
Chenopodium album	r



Tab. 35: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Kipflacke (LSB) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	LSB A	LSB B	LSB C
Östliche Länge	16,85085	16,85089	16,85091
Nördliche Breite	47,81347	47,81329	47,81304
1993LF	2800	1433	936
2019LF	486	468	352
2019-1993LF	-2314	-965	-585
DiffLF%	-83	-67	-62
1993pH	10,1	9,3	8,1
2019pH	7,7	7,9	7,6
2019-1993pH	-2,4	-1,5	-0,5
DiffpH%	-24	-16	-6
1993VD	5	33	63
2019VD	97	93	97
2019-1993VD	92	60	33
DiffVD%	95	64	34
1993VH	10	22	18
2019VH	35	27	38
2019-1993VH	25	5	20
DiffVH%	71	19	52
1993WG	17	5	3
2019WG	19	19	13
2019-1993WG	1	14	10
DiffWG%	7	73	75

Tab. 36: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Kipflacke (LSB) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSB_A	2019_LSB_A	1993_LSB_B	2019_LSB_B	1993_LSB_C	2019_LSB_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		168	13	42	44	31	33	5
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		29		11	4	12		2
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		13	8		5			
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		6		5	1			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		3	1	1		1		
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		12				4	6	2
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		12					2	10
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		9	2		6	1		
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	Gd		6		1		2		3
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		5		1		1		3
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		4			2		1	1
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		3				1		2
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2		1		1		
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	Gd		2				1		1
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		2						2
<i>Clubiona neglecta</i> O. Pickard-Cambridge, 1862	Gd		1			1			
<i>Micaria albovittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	1					1	
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		1						1
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	Gd		1					1	
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		9		2		5		2
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		4		2		2		
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	Gm		4		2		1	1	
<i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834)	Gm		2					2	
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		1						1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		1			1			
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		1		1				
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	22	7		15			
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		15	5		5	5		
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	5			5			
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	Gs		5					5	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		2	1		1			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		3	2					1
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		2	2					
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		1	1					
	Ind		42	69	90	68	52	36	
	Art		10	11	12	14	9	14	
	A		3	4	4	3	1	2	
	Gd		1	3	3	7	5	9	
	Gm		0	4	1	3	2	2	
	Gs		3	0	4	1	1	0	
	Gw		3	0	0	0	0	1	
	W		0	0	0	0	0	0	

Tab. 37: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Kipflacke (LSB) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSB_A	2019_LSB_A	1993_LSB_B	2019_LSB_B	1993_LSB_C	2019_LSB_C
<i>Amara aenea</i>	A		21				1	3	17
<i>Bembidion properans</i>	A		4		1		3		
<i>Brachinus elegans</i>	A		3		3				
<i>Brachinus explodens</i>	A		1		1				
<i>Calathus fuscipes</i>	A		26			1	1	24	
<i>Harpalus affinis</i>	A		41	1		28	1	11	
<i>Harpalus distinguendus</i>	A		1						1
<i>Harpalus rufipes</i>	A		16		2		2		12
<i>Poecilus cupreus</i>	A		6		2		4		
<i>Amara tibialis</i>	Gd		3		1		2		
<i>Calathus ambiguus</i>	Gd		6				1	4	1
<i>Calathus cinctus</i>	Gd		2				1		1
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		3		2				1
<i>Harpalus serripes</i>	Gd		1						1
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Gd	1	8				3		5
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd		11						11
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		20		6	7	7		
<i>Olisthopus rotundatus</i>	Gd	1	2					1	1
<i>Poecilus punctulatus</i>	Gd		1				1		
<i>Poecilus versicolor</i>	Gm		17		3		14		
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	1				1		
<i>Amara strandi</i>	Gs	1	1				1		
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	18	17			1		
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	1				1		
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	2				2		
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	1	1					
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	10	10					
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		2	2					
<i>Nebria brevicollis</i>	W		11						11
Ind			31	21	42	41	43	62	
Art			5	9	8	13	5	11	
A			1	9	29	12	38	30	
Gd			0	9	7	15	5	21	
Gm			0	3	0	14	0	0	
Gs			18	0	6	0	0	0	
Gw			12	0	0	0	0	0	
W			0	0	0	0	0	11	

Zustand

Bei der Kipflacke handelt es sich um eine ursprünglich ausschließlich niederschlagsgespeiste Weißlacke mit einer freien Wasserfläche im Südteil der Lackenmulde. Heute gehört sie zu den am stärksten degradierten Sodalacken im gesamten zentralen Seewinkel. Der lokale Flurname „Kipflacke“ ergibt sich aus seiner nach Nordosten geöffneten U-förmigen Gestalt. Die historische Karte von 1972/73 zeigt, dass sie gemeinsam mit der Ochsenbrunnlacke im Südwesten und der

Birnbaumlacke im Nordosten Teil eines ursprünglich großen zusammenhängenden Feuchtgebiets gewesen war.

Vegetation

Heute präsentiert sich die Kipflacke als im Frühjahr häufig überstaute, stark vermooste Wiese mit einem Schilfbestand, der der Jagd als Estand dient und durch Mahd in Grenzen gehalten wird. Die Kipflacke ist eine von 4 der 20 untersuchten Lacken die 2019 vollständig degradiert waren. Bei den anderen lacken handelt es sich um die Baderlacke, die Kleine Neubruchlacke und die Moschatolacke. Die beiden Untersuchungsflächen in der einstmals offenen Lackenmulde sind heute von einer Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) bewachsen. Auch die C-Zone ist untypisch und kann vorbehaltlich am ehesten noch als „stark ruderalisierter Salzschwingel-Rasen“ bezeichnet werden. Im Jahre 1993 war in der Untersuchungsfläche der Zone A noch ein *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur) ausgebildet und in Zone B ein *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur). Auch in Zone C lässt die Vegetationaufnahmen von 1993 darauf schließen, dass die Untersuchungsfläche feuchter und salziger war als 2019, und dass es sich möglicherweise auch um eine Zickgras-Flur gehandelt hat. Vermutlich war die Situation seinerzeit ähnlich wie jene am Mittleren Stinkersee, nämlich dass es hier auch um eine Spülsaum-Gesellschaft gehandelt haben könnte im Grenzbereich zwischen dem *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) in der Lackenmulde und einem ruderalen Rasen im höher gelegenen Lackenufer.

Umweltparameter

Bereits 1993 betrug der maximale durchschnittliche Wert der Leitfähigkeit in Zone A lediglich 2800 μS , und in Zone B 1433 μS . In beiden Zonen wurde 2019 zufällig derselbe durchschnittliche Wert berechnet, nämlich 468 μS . Der entscheidende Parameter, an dem man die totale Degradation der Kipflacke am besten ablesen kann, ist sicher der pH-Wert, der 1993 in Zone A und B noch stark alkalisch war und 10,1 in Zone A bzw. 9,3 in Zone B betrug, 2019 mit 7,7 bzw. 7,9 allerdings neutral bis schwach alkalisch ist. Die Vegetationsstruktur (Deckung, Höhe) hat vor allem in Zone A im Jahre 2019 gegenüber 1993 deutlich zugenommen, während sich der Wassergehalt kaum verändert hat; dieser hat dafür aber in Zone B und C deutlich zugenommen. Im Jahre 1993 betrug die Deckung lediglich 5%, ein typischer freier offener Lackenboden war also noch vorhanden, 2019 wurden durchschnittlich 97% geschätzt. Auch in Zone B war 1993 mit einer Deckung von 33% ebenfalls noch offener Lackenboden vorhanden, 2019 hingegen waren 93% der Untersuchungsfläche mit Vegetation bedeckt.

Spinnen

Von den 5 Salzzeigern des Jahres 1993 konnte 2019 nur mehr *Zelotes mundus* mit 5 Individuen in Zone B gefunden werden. Von den bereits 1993 spärlich vorhandenen 3 Nässezeigern war 1993

überhaupt keine mehr nachweisbar. Dafür kamen 2019 einige mesophile Arten in Zone A und B (die eine zusammenhängende Vegetationsgesellschaft bilden) neu hinzu: *Haplodrassus signifer*, *Drassyllus pusillus* und *Xysticus kochi*. Die 2 Arten, die mit den veränderten Umweltbedingungen offensichtlich am besten zurecht kommen ist zum einen die dominante Acker/Störungsart *Pardosa agrestis*, die 2019 in Zone A sogar höhere Individuenzahlen aufwies als 1993, und zum anderen die sehr gut ausbreitungsfähige Zwergspinne *Agyneta rurestris*. In Zone C fällt vor allem die Zunahme der xerothermophilen Arten auf. Keine der 3 Rote Liste Arten des Jahres 1993 konnte 2019 wiedergefunden werden.

Laufkäfer

Die Kipflacke wurde schon vor 2014 vollständig entwässert und inzwischen auch entschilft; ein Vorkommen von Salzuferbewohnern oder auch Feuchtgebietsbewohnern war daher nicht mehr zu erwarten und wurde auch in den Fängen 2019 nicht mehr festgestellt. Alle Zonen sind inzwischen schwerpunktmäßig von Arten trockener Ruderalstandorte besiedelt. Die nicht mehr klar abgrenzbaren Zone B und C beherbergen 2019 einige anspruchsvollere Offenlandarten, die Außenzone C, die an einen Weingarten angrenzt, zeigt zudem einen höheren Anteil ausbreitungsfähiger Ubiquisten wie *Amara aenea*. Der Standort illustriert hinsichtlich der Laufkäferfauna das Endstadium beabsichtiger Salzlackenzerstörung.

Gefährdung und Maßnahmen

Die Kipflacke ist nicht durch einen direkten hydrologischer Eingriff bzw. durch einen direkten Anschluss an einen Entwässerungsgraben verändert worden, sondern ist aufgrund indirekte Eingriffe in das Grundwasserregime, insbesondere durch kompromisslose Entnahmen für die landwirtschaftliche Bewässerung zustande gekommen; dabei spielt vor allem die gezielte Grundwasserabsenkung durch den nur 1,25 km nordwestlich Richtung Neusiedler See abziehenden Schrammelgraben während der sensiblen Phase des sommerlichen Austrocknens für die Absenkung des Grundwasserspiegel eine wichtige Rolle. Der Flurabstand zur Sohle beträgt inzwischen knapp 1 m oder mehr. Das Schicksal der Kipflacke hat also in erster Linie mit dem zu niedrigen Grundwasserpegel im zentralen Seewinkel zu tun.

Seit Mitte der 1980er gibt es Beobachtungen, dass der Nordteil der Lacke dauerhaft trocken gefallen war und dass der noch Wasser führende von *Bolboschoenus maritimus* überwachsen wurde, bis schließlich in den 1990er Jahre auch diese letzte Wasserfläche verschwand. Um die Kipflacke dennoch für jagdliche Zwecke mit Wasser zu versorgen, wurde die Kipflacke künstlich mit Grundwasser dotiert, was sich fatal auf den Lackenchemismus auswirkte: denn die Zufuhr von Grundwasser mit meist höherem Kalkgehalt führt nämlich dazu, dass die im Wasser gelösten feinen Tonminerale, die für die Wassertrübung verantwortlich sind, ausfallen. Dadurch wird in weitere Folge der pH-Wert verändert, der Abbau pflanzlicher Biomasse gebremst und die Sukzession beschleunigt.

Krachler et al. (2012) haben die Kipflacke trotz alledem noch nicht gänzlich aufgegeben. Unter Umsetzung der folgenden Maßnahmen könnte sie sich eine Verbesserung des jetzigen degradierten Zustands vorstellen: (i) wirkungsvolles niveaugleiches Rückstauen des Schrammelgrabens und seiner 3 Zubringergräben, (ii) Reduktion der Grundwasserentnahmen für die Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen, (iii) Vollständiges Entfernen aller Gehölze (vor allem Ölweiden) aus dem Lackenbecken und (iv) intensiver Biomasseentzug durch Mahd und Beweidung.

Birnbaumlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
10.	Birnbaumlacke	BBL	28	Birnbaumlacke

Pol. Gemeinden Apetlon/Podersdorf, Lackenwanne: 35,8 ha, Lackenwannen-Umfang: 2850 m

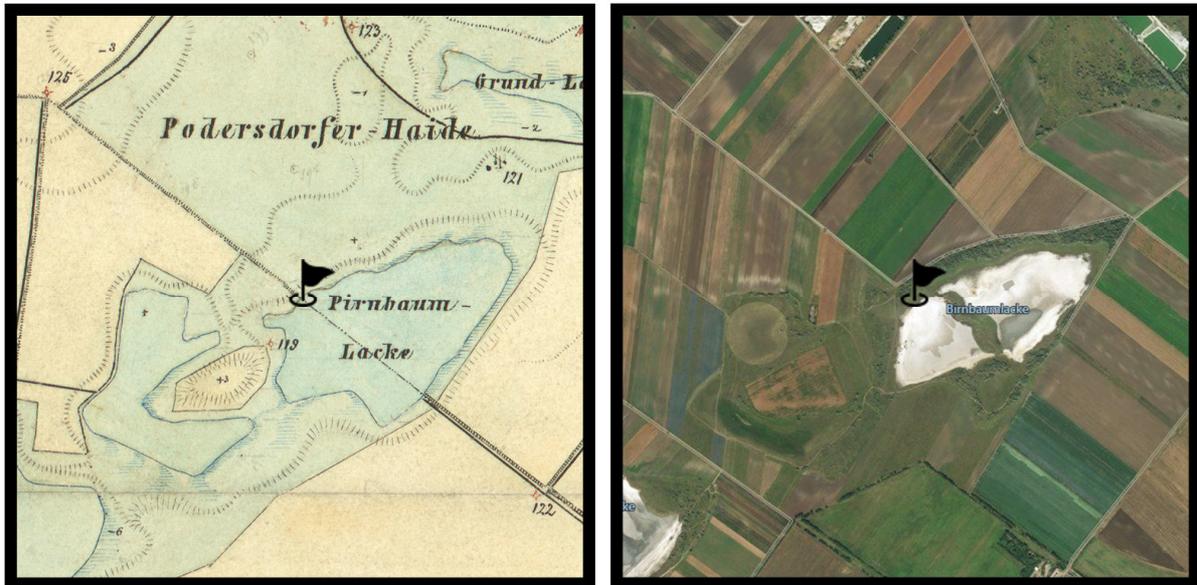


Abb. 21: BBL 28, **Birnbaumlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 22: BBL 28, **Birnbaumlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 28/2); 29 = Kipflacke, 30 = Ochsenbrunnlacke; gelb umrandet = Damm; grün umrandet = Ölweidenbestand am Nordufer.

Tab. 38: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Birnbaumlacke (BBL): BBL A, BBL B und BBL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche BBL A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 20 Datenbank-Nr 337056</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Puccinellia peisonis 2a</p>	
<p>Probefläche BBL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 40 Datenbank-Nr 337055</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Puccinellia peisonis 3x Polygonum bellardii 2a Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Lotus tenuis + Inula britannica + Agrostis stolonifera + Solanum nigrum r</p>	
<p>Probefläche BBL C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 85 Datenbank-Nr 337054</p> <p>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x Inula britannica 2b Lotus tenuis 2a Medicago lupulina 1x Poa angustifolia 1x Trifolium campestre 1x Achillea cf. aspleniifolia + Dactylis glomerata + Galium verum + Lolium perenne + Odontites vulgaris + Plantago lanceolata + Vicia angustifolia +</p>	

Plantago maritima	r	
Silene multiflora	r	
Taraxacum officinale agg.	r	

Tab. 39: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Birnbaumlacke (BBL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	BBL A	BBL B	BBL C
Östliche Länge	16,85990	16,85972	16,85948
Nördliche Breite	47,81732	47,81746	47,81760
1993LF	3097	2489	1211
2019LF	570	377	638
2019-1993LF	-2527	-2112	-573
DiffLF%	-82	-85	-47
1993pH	10,2	9,7	8,2
2019pH	10,1	8,9	7,7
2019-1993pH	-0,1	-0,9	-0,5
DiffpH%	-1	-9	-6
1993VD	12	17	100
2019VD	13	47	95
2019-1993VD	2	30	-5
DiffVD%	13	64	-5
1993VH	5	13	47
2019VH	3	10	22
2019-1993VH	-1	-3	-24
DiffVH%	-29	-23	-52
1993WG	12	7	9
2019WG	7	10	18
2019-1993WG	-5	3	9
DiffWG%	-40	31	51

Tab. 40: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Birnbaumlacke (BBL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_BBL_A	2019_BBL_A	1993_BBL_B	2019_BBL_B	1993_BBL_C	2019_BBL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		123	27	10	56	19	2	9
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		22	11		11			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		14	1		1	7	1	4
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		7	4		2			1
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		2	1	1				
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1	1					
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		14		1		11		2
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		10				1	2	7
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		5					4	1
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		4					4	
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		2					2	
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		2					1	1
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		2					1	1
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		2						2
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	Gd		1	1					
<i>Clubiona diversa</i> O. P.-Cambridge, 1862	Gd		1						1
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	1				1		
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	Gd	1	1				1		
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	1			1			
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		1					1	
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		1					1	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		1						1
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	Gm		1					1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		1					1	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		1						1
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	32	15	1	15	1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		13			6	5		2
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronstedt, 1997)	Gs	1	3			3			
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	1	1					
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		1	1					
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		2	1		1			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		2			2			
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		1	1					
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		1	1					
<i>Euryopsis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	W		6					6	
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	W		2					2	
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	W		1					1	
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	W		1				1		
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		1					1	
Ind			66	13	98	47	31	33	
Art			13	4	10	9	16	13	
A			6	2	4	2	2	3	
Gd			1	1	1	4	7	7	
Gm			0	0	0	0	3	2	
Gs			3	1	3	2	0	1	
Gw			3	0	2	0	0	0	
W			0	0	0	1	4	0	

Tab. 41: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Birnbaumlacke (BBL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_BBL_A	2019_BBL_A	1993_BBL_B	2019_BBL_B	1993_BBL_C	2019_BBL_C
<i>Amara bifrons</i>	A		1					1	
<i>Amara tricuspidata</i>	A		1				1		
<i>Bembidion properans</i>	A		5					1	4
<i>Brachinus crepitans</i>	A		6			1		5	
<i>Calathus fuscipes</i>	A		6			1		2	3
<i>Harpalus affinis</i>	A		91	13		78			
<i>Ophonus azureus</i>	A		1						1
<i>Poecilus cupreus</i>	A		2			2			
<i>Pterostichus melanarius</i>	A		1			1			
<i>Trechus quadristriatus</i>	A		1					1	
<i>Zabrus tenebrioides</i>	A		1			1			
<i>Amara tibialis</i>	Gd		2					1	1
<i>Calathus melanocephalus</i>	Gd		1					1	
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		22	1		2	7	4	8
<i>Notiophilus germyi</i>	Gd		1					1	
<i>Syntomus truncatellus</i>	Gd		2						2
<i>Harpalus luteicornis</i>	Gm		2					2	
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	16	14		1		1	
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	65	14	2	43	5		1
<i>Pterostichus macer</i>	Gs	1	1				1		
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	1			1			
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		3	3					
<i>Leistus ferrugineus</i>	W		6					6	
			Ind	45	2	131	14	26	20
			Art	5	1	10	4	12	7
			A	13	0	84	1	10	8
			Gd	1	0	2	7	7	11
			Gm	0	0	0	0	2	0
			Gs	28	2	44	6	1	1
			Gw	3	0	1	0	0	0
			W	0	0	0	0	6	0

Zustand

Die Birnbaumlacke galt einmal als Prototyp einer astatischen, ausschließlich niederschlagsgespeisten Weißlacke, weil sie laut Löffler (1982) in Europa als das Binnengewässer mit der höchsten gemessenen Salinität Europas bekannt war. Die nachfolgende Abbildung aus Milasowszky & Zulka (1994) zeigt, dass es zwischen 1970 und 1976 offensichtlich zu einem dramatischen Einschnitt im Salzgehalt gekommen ist, und dass sie extremen Leitfähigkeitswerte früherer Jahre seither nicht mehr erreicht werden konnten.

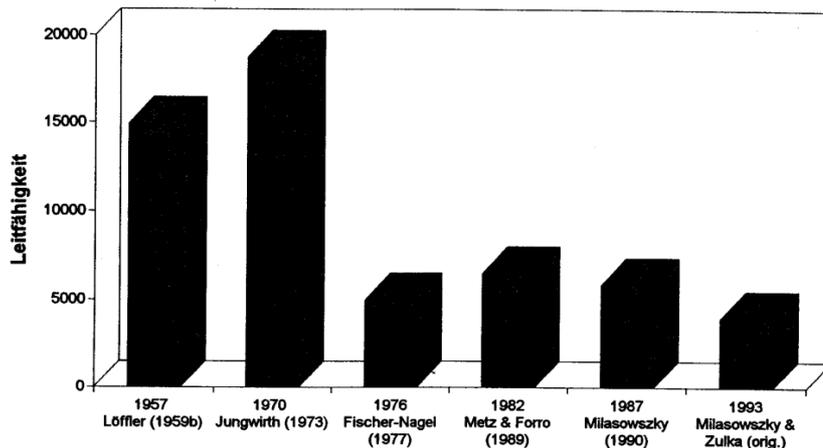


Abb. 25: Höchstwerte der Leitfähigkeit der Birnbaumlacke von 1957 bis 1993. Dramatischer Rückgang der Leitfähigkeit zwischen 1970 und 1976.

Abb. 23: Grafik zeigt Abb. 25 aus Milasowszky & Zulka (1994). Säulen repräsentieren die Höhe der gemessenen Leitfähigkeit in verschiedenen Jahren durch verschiedene Autoren.

Vegetation

Ähnlich wie beim Kirchsee werden die Zonen A und B jeweils von einem Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) gebildet. Im Jahre 1993 war in der Untersuchungsfläche der Zone A noch ein Crysdiatum aculeatae (Dorngras-Flur) ausgebildet. Bei der Pflanzengesellschaft in Zone C handelt es sich so wie etwa bei der Ochsenbrunnlacke um ein Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese). Im Jahre 1993 war diese Fläche offenbar noch stärker verbracht.

Umweltparameter

Während im Jahre 1993 in der sommerlichen Austrocknungsperiode in Zone A noch 3097 μS und in Zone B 2489 μS gemessen werden konnten, ist im Jahre 2019 das Salz aus dem Oberboden der Untersuchungsflächen offensichtlich vollständig ausgewaschen worden. Die Werte von 570 μS bzw. 377 μS sind sogar geringer als in der Subhalophilen Feuchtwiese der C-Zone. Das Bild einer typischen Sodalacke wird auch an der Birnbaumlacke offensichtlich aber noch durch den hohen alkalischen pH-Wert aufrechterhalten, der sich in Zone A zwischen den Untersuchungsjahren nicht verändert hat: Die annähernd gleichen Werte von 10,2 im Jahre 1993 und 10,1 im Jahre 2019 bedeuten, dass das Soda nach wie vor noch vorhanden sein muss. In Zone B gab es zwar einen pH-Wert Rückgang um rund 9% von 9,7 auf 8,9, dennoch ist auch hier die Alkalität sehr hoch und offensichtlich auch wirksam, was sich sowohl im Vorhandensein als auch in der Zonierung der typischen Sodalacken-Vegetation belegen lässt. Auch die Deckung und Höhe der Vegetation hat sich bis auf eine Zunahme der Deckung in Zone B um 60% absolut nahezu kaum verändert. Die Vegetationshöhe hat in allen drei Zonen sogar abgenommen, was in den Zickgrasfluren des

Lackeninneren vermutlich auf die Fressaktivität von Wasservögeln, insbesondere Gänsen zurückzuführen ist, in Zone C hingegen eindeutig auf die Pflege des Lackenufers durch Mahd.

Spinnen

Von den 1993 noch vorhandenen wenigen Nässezeigern ließen sich 2019 keine mehr nachweisen. Unter den Salzzeigern konnten 2019 noch 2 der 5 Arten in Zone A und B gefunden werden: *Pardosa cribrata* und *Zelotes mundus*. In Zone A und B waren kamen sowohl 1993 als auch 2019 keine mesophilen Arten vor. Von den Acker/Störungsarten sind lediglich die beiden Wolfspinnenarten *Pardosa agrestis* und *Trochosa ruricola* quantitativ von Relevanz. In Zone C fällt auf, dass vermutlich durch die Mahd alle 4 Arten des Jahres 1993 der Habitataffinitätsgruppe Wald und Waldränder verschwunden sind. Insgesamt hat sich der Artenschwund aber vor allem in Zone A bemerkbar gemacht, wo die Artenzahl von 13 auf 4 gesunken ist.

Laufkäfer

Die Birnbaumlacke stellte 1993 ein Schwerpunkt-Vorkommensgebiet des halobionten Laufkäfers *Microlestes corticalis* dar, einer Art, die in Österreich ausschließlich im Seewinkel vorkommt. Die Fangzahlen sind 2019 niedriger; die Art war aber auch noch im Jahr 2019 in allen Zonen anzutreffen. Auffallend ist das völlige Verschwinden des 1993 sehr häufigen *Harpalus affinis*, der die inneren Lackenzonen nach dem Trockenfallen besiedelte. In der C-Zone waren Artenzahlen und Individuenzahlen im Jahr 2019 niedriger als im Jahr 1993.

Gefährdung und Maßnahmen

Obwohl niemals direkt durch Anschluss an einen Entwässerungsgraben in die Hydrologie eingegriffen wurde, ist an der Birnbaumlacke Mitte der 1970er Jahre buchstäblich ein Einschnitt erfolgt, genauer gesagt wurde ein 300 m langer Graben quer durch die Lackenmulde ausgehoben, dessen Material zur Errichtung eines Dammes inmitten der Lackenmulde verwendet wurde mit dem Zweck Anstanzmöglichkeiten für die Jagd auf Wasservogel zu schaffen. Dabei wurde der salzführende Horizont verletzt und mit dem damit einhergehenden Grundwasser-Aufschluss ist seither die Wasserhaltekapazität des Lackenuntergrunds stark eingeschränkt; der Graben wirkt wie ein Abfluss in dem der größte Teil des Niederschlagswassers versickert, womit auch die Salze der Birnbaumlacke im Schotteruntergrund versinken. Die Wasserführung bleibt während des Jahres daher auch meist auf wenige Zentimeter beschränkt. Das ist auch der Grund, warum in den 1980er Jahren Grundwasser in die Birnbaumlacke gepumpt wurde, um im Herbst im ausgetrockneten Lackenboden für die Jagd auf Wasservogel entsprechende Wasserfläche zu schaffen. Dieses Beispiel zeigt die Unsinnigkeit mancher menschlicher Eingriffe: Durch die Errichtung des Dammes wurde der Wasserhaushalt dermaßen gestört, dass eine weitere unsinnige Maßnahme, nämlich die Dotierung der Lacke notwendig wurde, um die herbstliche Jagd auf Wasservogel gewährleisten zu können. Allerdings wurde mit dem

Einschnitt in den Lackenboden und mit der Dotierung mit Grundwasser ein einstiges Juwel unter den Sodalacken nachhaltig zerstört. Ein weiteres Beispiel für die Gedankenlosigkeit von lokalen Entscheidungsträgern ist der auffällige dichte Bestand von Ölweiden im Nordufer, der sich als Folge einer gezielten Aufforstung entwickelt hat, wodurch inzwischen wertvolle Trockenrasen vollkommen verloren gegangen sind.

Weitere Gefährdungsfaktoren laut Krachler et al. (2012) sind die Grundwasserabsenkung durch Feldbewässerung in unmittelbarer Nähe in großem Umfang und ohne Rücksichtnahme auf die begrenzte Grundwasserneubildung (Versorgungsbrunnen für Kreisbewässerungsanlage 550 m entfernt, dessen Grundwasser-Absenktrichter bis unter die Birnbaumlacke reicht) und das System der Schrammelgräben, das sich sehr wahrscheinlich bis zum Birnbaumlacken-Ochsenbrunnlacken-Komplex vermutlich Grundwasser absenkend auswirkt. Als wichtigste Maßnahmen schlagen Krachler et al. (2012) vor allem die Sanierung des Lackenbodens vor, durch Nivellieren des Dammes und durch Abdichtung des Bodenarisses mit geeignetem Material (Salzton) eventuell unter Zugabe von Soda und Glaubersalz. Wie bei allen zentralen Seewinkelacken muss der seit Jahrzehnten viel zu niedrige Grundwasserspiegel angehoben werden. Um alle negativen Wirkungen von Entwässerungsgräben in der Umgebung zu unterbinden, wäre natürlich ein Rückstauen des Schrammelgrabens und seiner drei Zubringergräben zu fordern. Eine Forderung betrifft auch die Umrüstung auf moderne, Wasser sparende Bewässerungstechniken auf den umgebenden landwirtschaftlichen Kulturflächen. Man sollte sich im Seewinkel inzwischen in Zeiten des globalen und auch lokalen Klimawandels klar darüber sein, dass es endlich einen Umstieg auf hinsichtlich Wasserverfügbarkeit weniger anspruchsvolle Kulturpflanzen geben muss.

Dringendes Problem für die Pflege der Lackenufer betrifft alle Ölweidenbestände, die vollständig eliminiert werden sollten. Die Lackenufer benötigen auch ein umfassendes Pflegeprogramm. Aktuell wird zumindest das Nordufer gemäht. Günstig wäre Entwicklung eines Beweidungsprogramms für den gesamten Komplex der zentralen Lacken um die Birnbaumlacke, zwischen Ochsenbrunnlacke und Stundlacke.

Sechsmahdlacke

Nr.	Lackenname in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackenname in NP-Verzeichnis (März 2020)
11.	Freiflecklacke	FFL	31	Sechsmahdlacke

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 21,7 ha, Lackenwannen-Umfang: 1790 m

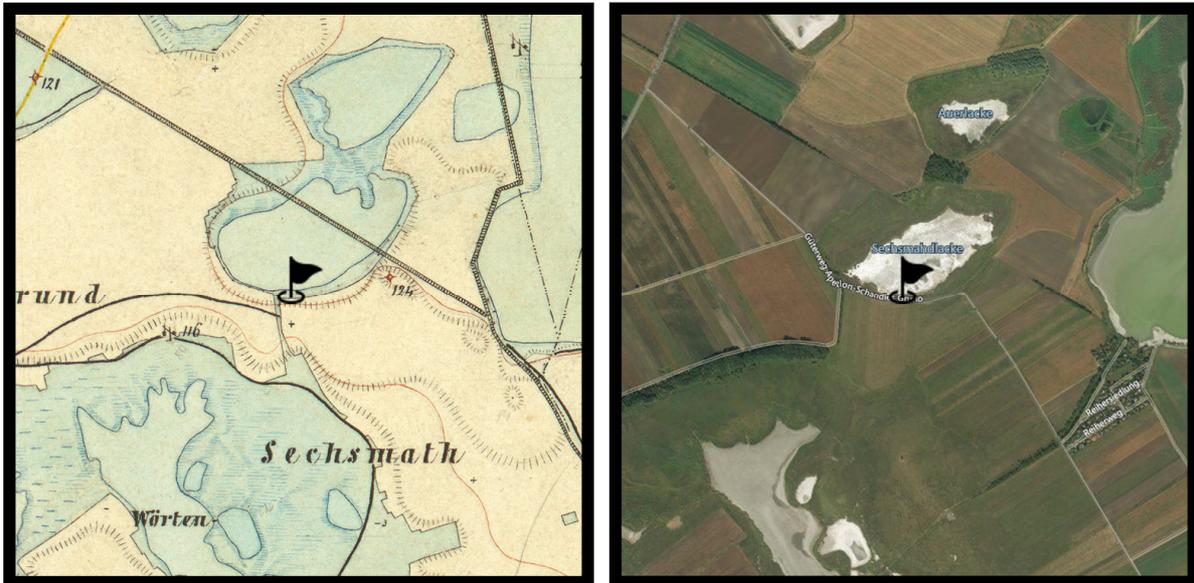


Abb. 24: FFL 31, Freiflecklacke = **Sechsmahdlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 25: FFL 31, Freiflecklacke = **Sechsmahdlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 31/1); **A:** Bis an die Basis des Lackenbeckens (X) eingesenkter Graben aus den 1950er Jahren, welcher das Lackenwasser in die Östliche Wörthenlacke ableitet. **B:** 3,6 km langer Graben, der westlich der Kleinen Neubruchlacke beginnt und schon in der Karte der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme aus 1872/73 eingetragen ist. Gelb umrandet: stark verschilfte Lackenufer; 270: St. Andräer Zicksee.



Abb. 26: Von dem ursprünglich 4,3 km langen Kanal sind heute noch noch 2,1 km aktiv (blaue Linie). 25: Neubruchlacke, 26: Fuchslochlacken, 27: Stundlacke, 32: Kühbrunnlacke, 74: Kleine Neubruchlacke, 49: Östliche Wörthenlacke, 90: Auerlacke, 270: St. Andräer Zicksee.

Tab. 42: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Sechsmahdlacke (FFL): FFL A, FFL B und FFL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

Probefläche	FFL A	
Aufnahmefläche in m2	25	
Gesamtdeckung Krautschicht	10	
Datenbank-Nr	337059	
Crypsio-Suaedetum pannonicae (Pannonische Salzmelden-Flur)		
Suaeda pannonica [sensu orig.]	2a	
Aster tripolium subsp. pannonicus	+	
Crypsis aculeata	r	
Puccinellia peisonis	r	

<p>Probefläche FFL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 35 Datenbank-Nr 337058</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Puccinellia peisonis 3x Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Agrostis stolonifera 1x Lotus tenuis + Suaeda pannonica [sensu orig.] r</p>	
<p>Probefläche FFL C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337057</p> <p>Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)</p> <p>Festuca rupicola 3x Arrhenatherum elatius 2a Centaurea jacea subsp. angustifolia 2a Galium verum 2a Poa angustifolia 2a Rhinanthus minor 2a Carex stenophylla 1x Cynodon dactylon 1x Dactylis glomerata 1x Festuca arundinacea 1x Plantago lanceolata 1x Elymus repens + Hypericum perforatum + Lathyrus tuberosus + Leucanthemum vulgare agg. + Lotus corniculatus + Medicago lupulina + Trifolium campestre + Trifolium pratense + Allium sp. r Plantago media r Vicia hirsuta r</p>	

Tab. 43: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Sechsmahdlacke (FFL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	FFL A	FFL B	FFL C
Östliche Länge	16,88376	16,88368	16,88368
Nördliche Breite	47,78349	47,78346	47,78344
1993LF	5283	2922	1206
2019LF	836	633	454
2019-1993LF	-4447	-2289	-752
DiffLF%	-84	-78	-62
1993pH	10,1	9,9	8,1
2019pH	10,3	9,1	7,4
2019-1993pH	0,1	-0,9	-0,6
DiffpH%	1	-9	-8
1993VD	7	12	97
2019VD	12	40	100
2019-1993VD	4	28	3
DiffVD%	37	71	3
1993VH	2	17	32
2019VH	3	15	33
2019-1993VH	1	-2	2
DiffVH%	25	-10	5
1993WG	15	5	7
2019WG	4	8	14
2019-1993WG	-11	3	7
DiffWG%	-71	39	49

Tab. 44: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Sechsmahdlacke (FFL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

	Hab_Cat	G	Sum	1993_FFL_A	2019_FFL_A	1993_FFL_B	2019_FFL_B	1993_FFL_C	2019_FFL_C
Araneae									
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		41	9	6	8	10	8	
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		11	6		4		1	
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		9	7		2			
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		3	1		2			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		1		1				
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1					1	
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1	1					
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		18					17	1
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		7					1	6
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		6		1		1	4	
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	Gd	1	5				5		
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		5					3	2
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		5		1	1	2	1	
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		3			1		2	
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	3					3	
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		3			1			2
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		2						2
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2		1		1		
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	Gd	1	1						1
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		1						1
<i>Euryopis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	Gd	1	1						1
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	1		1				
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	1				1		
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	Gd	1	1		1				
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		1				1		
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		1					1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		8	1		1	1	5	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		6			1		4	1
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		2					1	1
<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)	Gm		1					1	
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		1				1		
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	Gm		1			1			
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		1					1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	10	6		3	1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		10	3		4		3	
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronstedt, 1997)	Gs	1	1					1	
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		6	3		3			
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		4	3		1			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		4	1		1	1	1	
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		1			1			
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		1					1	
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	W		1					1	
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	W		1						1
	Ind		41	12	35	25	62	19	
	Art		11	7	16	11	22	11	
	A		5	2	4	1	3	0	
	Gd		0	5	3	6	8	8	
	Gm		1	0	3	2	6	2	
	Gs		2	0	2	1	2	0	
	Gw		3	0	4	1	2	0	

Tab. 45: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Sechsmahdlacke (FFL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_FFL_A	2019_FFL_A	1993_FFL_B	2019_FFL_B	1993_FFL_C	2019_FFL_C
<i>Amara aenea</i>	A		1					1	
<i>Amara similata</i>	A		1					1	
<i>Bembidion properans</i>	A		2					2	
<i>Brachinus elegans</i>	A		1	1					
<i>Brachinus explodens</i>	A		2					2	
<i>Calathus fuscipes</i>	A		22			1		20	1
<i>Harpalus affinis</i>	A		26		1	22	3		
<i>Harpalus rufipes</i>	A		2	1				1	
<i>Ophonus azureus</i>	A		1						1
<i>Ophonus rupicola</i>	A	1	1					1	
<i>Poecilus cupreus</i>	A		3	1		2			
<i>Pterostichus melanarius</i>	A		1					1	
<i>Trechus quadristriatus</i>	A		1					1	
<i>Zabrus tenebrioides</i>	A		1					1	
<i>Amara tibialis</i>	Gd		2					2	
<i>Calathus melanocephalus</i>	Gd		1					1	
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		7		1		2		4
<i>Microlestes maurus</i>	Gd		1					1	
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		11					11	
<i>Harpalus luteicornis</i>	Gm		1					1	
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	1			1			
<i>Anisodactylus poeciloides</i>	Gs	1	1			1			
<i>Bembidion ephippium</i>	Gs	1	6		6				
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	28	19		8		1	
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	7	2	1	4			
<i>Dyschirius pusillus</i>	Gs	1	1		1				
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	5	1	4				
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	17	3	10	3	1		
<i>Poecilus puncticollis</i>	Gs	1	1	1					
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	58		56	1	1		
<i>Pogonus peisonis</i>	Gs	1	4	4					
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		1	1					
Ind			34	80	43	7	48	6	
Art			10	8	9	4	16	3	
A			3	1	25	3	31	2	
Gd			0	1	0	2	15	4	
Gm			0	0	0	0	1	0	
Gs			30	78	18	2	1	0	
Gw			1	0	0	0	0	0	
W			0	0	0	0	0	0	

Zustand

Ursprünglich bildete die Sechsmahdlacke mit der nördlich benachbarten Auerlacke ein gemeinsames Feuchtgebiet. Wie aus der Karte der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme aus 1872/73 hervorgeht, wurde bereits damals die Lackenmulde im Nordostteil von einem gerade verlaufenden Graben gequert. Die Karte aus Krachler et al. (2012) zeigt, dass dieser Graben nordwestlich der Kleinen Neubruchlacke beginnt und in das Kanalsystem um den St. Andräer Zicksee mündet. Die Sechsmahdlacke bietet trotz großflächiger Verschilfung nach wie vor das Bild einer typischen Weißlacke/Sodalacke. Die Lackenwanne ist, ähnlich wie die Ochsenbrunnlacke, tief in die umgebende Landschaft eingesenkt.

Vegetation

Die schilffreien Ufer zeigen die für Sodalacken typische Vegetationszonierung. Im untersuchten Uferabschnitt wird die Zone A von einem *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur) gebildet, Zone B repräsentiert ein typisches *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) und in Zone C kommt ein verarmter Furchenschwingel-Rasen vor, den man vorbehaltlich einer *Cirsio-Brachypodion*-Gesellschaft zuordnen kann. Die Vegetationsaufnahmen des Jahres 1993 in der Untersuchungsfläche der Zone A legen nahe, dass damals ein *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur) ausgebildet war. In Zone B war hingegen ebenfalls ein *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) vorhanden; und in Zone C war die *Cirsio-Brachypodion*-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen) offenbar feuchter und salziger und sollte daher aufgrund der vermutlich unvollständigen Aufnahme vorbehaltlich als *Juncion gerardii*-Gesellschaft bezeichnet werden.

Umweltparameter

Auch an der Sechsmahdlacke ist zwischen 2019 und 1993 ein enormer Rückgang der Leitfähigkeit festzustellen, der in Zone A 84% und in Zone B 78% beträgt. Im Jahre 1993 erreichte die durchschnittliche Leitfähigkeit während der sommerlichen Austrocknungsperiode einen Wert von 5283 μS , im Jahre 2019 konnten hingegen lediglich 836 μS gemessen werden. Im Gegensatz dazu zeigte der pH-Wert annähernd gleiche Werte, in Zone A ist er sogar im Jahr 2019 auf 10,3 gegenüber 1993 mit 10,1 angestiegen. Auch in der B-Zone erreichte der pH-Wert eine hohe Alkalität von über 9. Auch in der Vegetationsstruktur (Deckung, Höhe) haben sich die Werte 2019 gegenüber 1993 in absoluten Zahlen nur wenig verändert. Auffällige Unterschiede innerhalb der drei Zonen und auch zwischen den Untersuchungsjahren gibt es hingegen beim Wassergehalt, der in Zone A von 15% im Jahre 1993 auf gerade mal 4% im Jahre 2019 gesunken ist. In Zone B und C ist der Wassergehalt hingegen leicht angestiegen, allerdings muss man dazu anmerken, dass schon im Jahre 1993 der Boden extrem trocken war: in Zone B konnte 1993 ein Wassergehalt von lediglich 5% nachgewiesen werden. Ein Grund für die extreme Trockenheit der Lackenufer ist mit Sicherheit der hohe Kiesanteil im Boden und das damit verbundene schlechte Wasserhaltevermögen. Unterschiedliche Trends in

Zone A und B lassen aber dennoch auf einen gestörten Wasserhaushalt unterhalb des Lackenbodens schließen, der sich offenbar deutlicher im Lackeninneren als an den Lackenrändern auszuwirken scheint.

Spinnen

Mit der Ausnahme von jeweils einem Individuum von *Haplodrassus minor* und *Pardosa cribrata* in Zone B sind alle Nässe- und Salzzeiger des Jahres 1993 im Jahre 2019 nicht mehr aufgetreten. Mit der Ausnahme eines einzigen Individuums von *Agyneta rurestris* in Zone B sind bis auf *Pardosa agrestis* auch keine Acker- und Störungsarten mehr nachweisbar. Arten- und Individuenzahlen, die bereits 1993 nicht sehr hoch waren, sind 2019 noch weiter gesunken. Lediglich die Zahl der xerothermophilen Arten ist in Zone A auffällig von null auf 5 gestiegen, darunter befindet sich auch *Lycosa singoriensis*, die Südrussische Tarantel, was ein deutlicher Hinweis auf, dass die Tarantel von den trockeneren Verhältnissen durchaus profitiert hat. Gleichzeitig bestätigt das Vordringen xerothermophiler Arten in die offenen Lackenmuldenflächen das Ergebnis der Wassergehaltsmessungen. In Zone C ist die Anzahl der xerothermophilen Arten mit 8 auch tatsächlich gleich geblieben; hingegen sind bis auf zwei mesophile weitverbreitete Arten, *Alopecosa pulverulenta* und *Drassyllus pusillus*, alle übrigen - hydrophilen, halophilen und sogar agrobionten - Arten vollständig aus dem trockenen ruderalisierten Furchenschwingelrasen der C-Zone verschwunden.

Laufkäfer

In der Sechsmahdlacke hat sich, wie in zahlreichen anderen Lacken, das Spektrum der Salzstandortsbewohner von Arten wie *Bembidion minimum* und *Pogonus peisonis* hin zu *Pogonus luridipennis*, *Microlestes corticalis* und *Bembidion ephippium* hin verschoben. Die Individuenzahl der Salzkäfer war 2019 wesentlich höher als 1993, was hauptsächlich auf das zahlreiche Auftreten von *Pogonus luridipennis* zurückzuführen ist. Die nicht mehr salzbeeinflusste Außenzone war 1993 wesentlich individuen- (48 zu 6) und artenreicher (16 zu 3) besiedelt als 2019.

Gefährdung und Maßnahmen

Die Sechsmahdlacke gehörte vor der gravierenden Wasserspiegelabsenkung zu den stark salzhaltigen, alkalischen gemischten Grundwasser-Niederschlagstypen, wie er vor den wasserbaulichen Eingriffen auch in der Langen Lacke, den Wörthenlacken, dem Darscho, dem Unteren Stinkersee und vielen anderen anzutreffen war, die heute nur mehr periodisch Wasser führen oder ganz verschwunden sind. Vermutlich in den 1950er Jahren wurde bis an die Basis des Lackenbeckens ein Graben eingesenkt (siehe Abb. A), welcher das Lackenwasser mit den darin enthaltenen Salzen in die Östliche Wörthenlacke ableitet; dieser Graben begrenzt den Lackenwasserstand auf sehr niedrigem Niveau und zieht zudem nachhaltige Veränderungen des Chemismus nach sich. Zudem schneidet im Nordwesten ein schnurgerader 3,6 km langer Graben die Sechsmahdlacke, der westlich der Kleinen Neubruchlacke

beginnt und schon in der Karte der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme aus 1872/73 eingetragen ist. Bei höherem Wasserstand bringt er Fremdwasser aus der Fuchslochlacke in die Sechsmahdlacke.

Nachdem die Wasserführung durch die Absenkung des Grundwasserspiegels im zentralen Seewinkel stark zurückgegangen ist und das Wasservolumen der Sechsmahdlacke durch den Kanal zur Östlichen Wörthenlacke rigoros begrenzt wurde, müssen wir für das gesamte Becken der Sechsmahdlacke von empfindlichen Salzverlusten ausgehen.

Als die wesentlichsten Maßnahmen zur Wiederherstellung der Sechsmahdlacke in ihrem ursprünglichen Ausmaß (Ausdehnung, Wasserführung) schlagen Krachler et al. (2012) daher vor, zum einen den Grundwasserspiegel anzuheben und zum anderen die Vegetationsbedeckung zugunsten des Freiwasseranteils zurückzudrängen. Erreicht werden könnten diese Forderungen (i) durch das Desaktivieren beider noch aktiver Kanäle, d.h. Verfüllen des Kleine Neubruchlacken-Fuchslochlacken-Sechsmahdlacken-Kanals (B) und des Grabens A am Westende des Lackenbeckens Richtung Östliche Wörthenlacke, sowie Ersatz überalterter, unwirtschaftlicher und ökologisch nicht vertretbarer Feldbewässerungsanlagen durch zeitgemäße Systeme hohen Wirkungsgrades; und (ii) Mahd der Schilfbestände und intensive Beweidung der Uferzonen sowie Rodung der im Lackenbereich inzwischen etablierten Gehölze.

Östliche Fuchslochlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
12.	Obere Fuchslochlacke	OFL	26b*	Östliche Fuchslochlacke

* Alle drei Fuchslochlacken werden mit der Nummer gekennzeichnet. Aus diesem Grund haben wir die beiden untersuchten Fuchslochlacken in der vorliegenden Studie mit den Buchstaben a und b unterschieden.

Pol. Gemeinde: Apetlon, Lackenwanne und Lackenwannen-Umfang: keine Angaben



Abb. 27: OFL 26b, Obere Fuchslochlacke = **Östliche Fuchslochlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 28: OFL 26b, Obere Fuchslochlacke = **Östliche Fuchslochlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 26/1). G = Graben; 25 = Neubruchlacke, 27 = Stundlacke, 32 = Kuhbrunnlacke, 74 = Kleine Neubruchlacke, 77 = Lacke südlich Stundlacke.

Tab. 46: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Östlichen Fuchslochlacke (OFL): OFL A, OFL B und OFL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche OFL A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 12 Datenbank-Nr 337062</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) - untypisch</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Bolboschoenus maritimus 1x Phragmites australis 1x Crypsis aculeata + Puccinellia peisonis + Chenopodium glaucum + Lotus tenuis r Polygonum bellardii r</p>	
<p>Probefläche OFL B Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 40 Datenbank-Nr 337061</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Puccinellia peisonis 3x Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Agrostis stolonifera 1x Polygonum bellardii +</p>	
<p>Probefläche OFL C Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337060</p> <p>Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen)</p> <p>Cynodon dactylon 3x Dactylis glomerata 2b Festuca rupicola 2b Galium verum 2a Achillea cf. collina 1x Arrhenatherum elatius 1x Centaurea stoebe 1x Festuca rubra 1x Poa angustifolia 1x Arenaria serpyllifolia agg. + Calamagrostis epigejos + Elymus repens +</p>	

Euphorbia esula	+	
Leucanthemum vulgare agg.	+	
Medicago falcata	+	
Ononis spinosa	+	
Ornithogalum kochii	+	
Phragmites australis	+	
Quercus robur	+	
Silene latifolia subsp. alba	+	
Berteroa incana	r	
Carum carvi	r	
Euphorbia cyparissias	r	
Fraxinus excelsior	r	

Tab. 47: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Östlichen Fuchslochlacke (OFL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	OFL A	OFL B	OFL C
Östliche Länge	16,86790	16,86804	16,86881
Nördliche Breite	47,78903	47,78886	47,78812
1993LF	2267	1044	883
2019LF	243	635	339
2019-1993LF	-2024	-410	-545
DiffLF%	-89	-39	-62
1993pH	10,2	9,5	8,1
2019pH	8,9	8,1	7,3
2019-1993pH	-1,4	-1,5	-0,9
DiffpH%	-13	-15	-11
1993VD	6	47	80
2019VD	30	65	98
2019-1993VD	24	18	18
DiffVD%	81	28	19
1993VH	2	43	53
2019VH	10	13	50
2019-1993VH	8	-31	-3
DiffVH%	83	-71	-6
1993WG	7	4	6
2019WG	8	9	10
2019-1993WG	2	5	4
DiffWG%	21	58	39

Tab. 48: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Östlichen Fuchslochlacke (OFL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_OFL_A	2019_OFL_A	1993_OFL_B	2019_OFL_B	1993_OFL_C	2019_OFL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		111	29	18	49	6	9	
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		16	12	3		1		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		15	3		6	3	3	
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		14		8	4	2		
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		6	1	3	1	1		
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		2	2					
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		2	1	1				
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1	1					
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		36						36
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		26					21	5
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		7			1	1	5	
<i>Titanoeca schineri</i> L. Koch, 1872	Gd		4					1	3
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		4					4	
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		4			1	1	2	
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		3					3	
<i>Micaria albobittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	3			3			
<i>Euryopis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	Gd	1	2						2
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	2		2				
<i>Talavera aequipipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		2			1		1	
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	Gd	1	1	1					
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1						1
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		1	1					
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	1		1				
<i>Phaeoedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	Gd	1	1			1			
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	Gd		1					1	
<i>Talavera aperta</i> (Miller, 1971)	Gd	1	1			1			
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		1					1	
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		1						1
<i>Zora parallela</i> Simon, 1878	Gd	1	1			1			
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gm		2						2
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		2				1	1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		2					1	1
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		2			1		1	
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	Gm		1					1	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		1						1
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	51	38		12	1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		15		1	10	4		
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		14	11	2		1		
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	5			5			
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		1			1			
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	Gs	1	1			1			
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		10	2		8			
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		3	1		1		1	
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		2			2			
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		1	1					
<i>Tallusia vindobonensis</i> (Kulczyński, 1898)	Gw	1	1		1				
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczyński, 1897	W		1					1	
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	W		1						1
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		1						1
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	W		1						1

Ind	104	40	110	22	58	55
Art	14	10	20	11	18	12
A	7	5	4	5	2	0
Gd	2	2	7	2	9	6
Gm	0	0	1	1	5	3
Gs	2	2	5	3	0	0
Gw	3	1	3	0	1	0
W	0	0	0	0	1	3

Tab. 49: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Östlichen Fuchslochlacke (OFL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_OFL_A	2019_OFL_A	1993_OFL_B	2019_OFL_B	1993_OFL_C	2019_OFL_C
<i>Amara aenea</i>	A		4					1	3
<i>Amara bifrons</i>	A		1					1	
<i>Brachinus elegans</i>	A		4			4			
<i>Calathus fuscipes</i>	A		6			2		3	1
<i>Harpalus affinis</i>	A		64	1		62	1		
<i>Harpalus rufipes</i>	A		4			1	1		2
<i>Ophonus rupicola</i>	A	1	1					1	
<i>Poecilus cupreus</i>	A		7			4	3		
<i>Pterostichus melanarius</i>	A		2					2	
<i>Amara tibialis</i>	Gd		5				4		1
<i>Calathus melanocephalus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes maurus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		40	2	9	2	22	5	
<i>Ophonus puncticeps</i>	Gd		6					6	
<i>Syntomus pallipes</i>	Gd		1		1				
<i>Syntomus truncatellus</i>	Gd		1					1	
<i>Amara plebeja</i>	Gm		1			1			
<i>Clivina fossor</i>	Gm		1				1		
<i>Poecilus versicolor</i>	Gm		1						1
<i>Pterostichus vernalis</i>	Gm		1				1		
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	1			1			
<i>Amara strandi</i>	Gs	1	4			4			
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	10	7	1	2			
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	13	10	3				
<i>Dyschirius chalybeus gibbifrons</i>	Gs	1	4	4					
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	1	1					
<i>Dyschirius strumosus</i>	Gs	1	1				1		
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	44	3	26		15		
<i>Poecilus puncticollis</i>	Gs	1	2				2		
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	2		2				
<i>Agonum marginatum</i>	Gw	1	2		1	1			
<i>Agonum viridicupreum</i>	Gw	1	2				2		
<i>Anisodactylus binotatus</i>	Gw		1				1		
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	Gw		1			1			
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	2	2					
<i>Elaphrus riparius</i>	Gw	1	2		2				
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	Gw		1				1		
Ind				29	46	85	55	23	7
Art				7	9	12	13	11	4
A				0	1	73	5	8	6

Gd	2	10	2	26	15	0
Gm	0	0	1	2	0	1
Gs	25	32	7	18	0	0
Gw	2	3	2	4	0	0
W	0	0	0	0	0	0

Zustand

Die Östliche Fuchslochlacke (Nr. 26b) bildete mit den heute voneinander getrennten Mittleren (= Nördlichen) und Westlichen Fuchslochlacke (Nr. 26a) bis in die zweite Hälfte des 19. Jh. einen großen zusammenhängenden ganzjährigen Wasserkörper. Das umliegende Feuchtgebiet schloss zudem bei hohen Wasserständen auch die nördlich benachbarte Stundlacke und die Kühbrunnlacke sowie die südlich anschließende Neubruchlacke mit ein. Heute sind alle genannten Lacken voneinander getrennt und müssen als eigenständige Fragmente in der umgebenden Kulturlandschaft betrachtet werden. Wenn man die historische Karten von 1872/73 im Überblick betrachtet, stellt man fest, dass im Seewinkel alle einstmals großen und zusammenhängenden Lacken durch geringer werdende Wasserführung inzwischen in Teillacken zerfallen sind.

Die Östliche Fuchslochlacke bietet mit einer ausgedehnten Lackenwanne heute noch das Bild einer weißen Sodalacke, allerdings zeigen sich anhand der fortschreitender Verlandung ihrer Uferbereiche ganz deutliche Aussüßungstendenzen. Die typische Zonierung der Vegetation ist stellenweise allerdings noch zu erkennen.

Vegetation

Im Jahre 2019 war in den Untersuchungsflächen der Zone A und B jeweils ein Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) ausgebildet. In Zone C konnte eine Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen) identifiziert werden. Im Jahre 1993 war in der Untersuchungsfläche der Zone A statt des heutigen Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) noch ein Crysietum aculeatae (Dorngras-Flur) ausgebildet. Das heutige Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) in Zone B gab es hingegen auch schon 1993. Die Cirsio-Brachypodion-Gesellschaft (verarmter Furchenschwingel-Rasen) in Zone C sollte - so wie bei der Sechsmahdlacke - vorbehaltlich als Juncion gerardii-Gesellschaft bezeichnet werden, das die Pflanzenarten des Jahres 1993 darauf schließen lassen, dass diese Fläche damals feuchter und salziger gewesen war.

Umweltparameter

Die im Jahre 1993 bereits sehr salzarmen Untersuchungsflächen im Lackeninneren sind im Jahre 2019 während der sommerlichen Austrocknungsperiode im Oberboden komplett entsalzt gewesen. In Zone B konnten durchschnittlich nur 665 µS gemessen werden. Aber auch der pH-Wert ist drastisch gesunken, in Zone A und B von 10,2 und 9,5 auf 8,9 und 8,1. Die Lackenufer sind stark von Schilf bedroht, das allerdings durch Mahdmaßnahmen bislang erfolgreich zurückgedrängt werden konnte. Sichtbar wird

diese Tatasche am Rückgang der Vegetationshöhe in Zone B um 71% im Jahre 2019. Ohne die Mahd würde der Lackenboden komplett von Schilf überwachsen werden, das Salzgehalt und Alkalität nicht mehr vorhanden sind, um das Schilf hintanzuhalten. In Zone A hat deshalb auch die Vegetationsdeckung zugenommen, der 1993 noch fast vegetationsfreie Lackenboden war jetzt mit einem Drittel von Vegetation bedeckt. Der Wassergehalt des Oberbodens war bereits 1993 auf einem extrem niedrigen Niveau und war dennoch 2019 noch trockener, was ein sicherer Hinweis darauf ist, dass kein Grundwasser während der Austrocknungsperiode mit dem Oberboden in Verbindung tritt.

Spinnen

Alle 4 Nässezeiger des Jahres 1993 sind 2019 aus den Zonen A und B verschwunden, dafür ist ein Art neu hinzugekommen: die gut ausbreitungsfähige *Tallusia vindobonensis* mit einem Individuum in Zone A. Bedenkt man den vollständigen Verlust des Salzes überrascht es doch, dass immerhin noch 3 der 6 Salzzeiger des Jahres 1993 auch 2019 noch nachgewiesen werden konnten: *Pardosa cribrata*, *Zelotes mundus* und *Prinerigone vagans*; allerdings ist die Individuenzahl extrem gesunken, bei *Pardosa cribrata* bespielsweise von 50 im Jahre 1993 auf nur mehr ein einziges Exemplar im Jahre 2019. Selbst bei der dominanten Acker/Störungsart *Pardosa agrestis* ist dieser Trend klar erkennbar, wurden 1993 noch 78 Individuen gefangen, waren es 2019 nur mehr 24. Die xerothermophilen Arten waren sowohl 1993 als auch 2019 nur mit sehr wenigen Individuen vertreten. Dabei ist vor allem der erstmalige Nachweis von zwei Individuen der Südrussischen Tarantel, *Lycosa singoriensis*, in Zone A im Jahre 2019 von besonderer Bedeutung. Wie bereits bei der Sechsmahdlacke angemerkt, dürfte die Tarantel neben den Pflegemaßnahmen vor allem von den allgemein trockener werdenden Bedingungen in den Lacken profitieren. Was die übrigen xerothermophilen Arten betrifft, so ist ihre Zahl auch in ihrem typischen Lebensraum der C-Zone, hier einem verarmter Furchenschwingel-Rasen, von 9 auf 6 gesunken, wobei nur *Arctosa lutetiana* und *Titanoeca schineri* in beiden Jahren gefunden wurde. Die größte Auffälligkeit in Zone C ist das erstmalige und quantitativ beachtliche Erscheinen des Neozoons *Zodarion rubidum*.

Laufkäfer

Auch auf der Östlichen Fuchslochlacke ist die Gemeinschaft der Salzarten von *Microlestes corticalis* dominiert, daneben kommen auch noch *Dyschirius strumosus* und *Pogonus luridipennis* vor, die 1993 dort nicht festgestellt wurden. Alle anderen Salzarten zeigen Fangzahl-Einbußen. Auffallend sind auch bei dieser Lacke die Rückgänge der Fangzahlen (23 zu 7) und Artenzahlen (11 zu 4) in der C-Zone. Es wurde nur mehr triviale Ubiquisten in geringer Fangzahl festgestellt.

Gefährdung und Maßnahmen

Die östliche Fuchslochlacke war - wie aus der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme hervorgeht - bereits 1872/73 von wasserbauliche Entwässerungsmaßnahmen betroffen. Dieser bei Krachler et al.

(2012, Abb. 26/1) bezeichnet Graben „G“ ist im Zusammenhang mit dem zeitgleichen Umbruch großer Teile der 12 km² umfassenden Hutweiden des Paulhofs, des Illmitzer Hofs und der Podersdorfer Heide zu sehen. Laut Krachler et al. (2012) wurde insbesondere der Abschnitt zwischen Fuchslochlacke und Sechsmahdlacke immer wieder reaktiviert und wäre im Prinzip nach wie vor funktionstüchtig. Man kann davon ausgehen, dass der Wasserabzug dieses heute inaktiven Grabens dieser heute inaktive Graben in der Vergangenheit für den Verlust der Salinität insbesondere in der unmittelbar betroffenen Östlichen Fuchslochlacke geführt hat.

Grundsätzlich kann man davon ausgehen, dass der Grundwasserpegel des zentralen Seewinkels ursprünglich eine gänzlich andere Charakteristik als heute aufwies: Bei hohen Pegelständen fungierten die die Lackenmulden als Grundwasserpuffer, welche die saisonalen Grundwasserschwankungen dämpften. Dies ist heute bei unnatürlich niedrigen Grundwasserständen im zentralen Seewinkel nicht mehr der Fall. Ziel muss es daher sein, „den Grundwasserpegel soweit anzuheben, dass er in den Lackenrandbereichen (Uferzone) auch in der Zeit hoher sommerlicher Verdunstung nur wenig unter die Fluroberkante absinkt. Nur grundwasserfeuchte Uferzonen ermöglichen Salzausblühungen, die einerseits die salztolerante Flora fördern und zudem die Lacke mit Salzen versorgen und damit die erforderliche Salinität sichern“. Als Maßnahmen schlagen Krachler et al. (202) vor:

(i) Völliges Verfüllen des Grabens von der kleinen Neubruchlacke über die Östliche Fuchslochlacke zur Sechsmahdlacke. Es muss verhindert werden, dass er neuerlich Wasser abzuleiten beginnt, sobald die Maßnahmen zur Sanierung des Grundwasserpegels zu greifen beginnen; (ii) Restriktive Neuregelung der Grundwasserentnahme zur landwirtschaftlichen Bewässerung; (iii) Im Westteil der Östlichen Fuchslochlacke ist die Vegetation durch vorbereitende Mahd im Winter und anschließende intensive Beweidung im Frühjahr zu entfernen um den Lackenboden für Salzausblühungen und für die bereits stark zurückgedrängte Salzvegetation wieder zu öffnen; (iv) Einbeziehung der Östlichen Fuchslochlacke in bestehende Weideprojekte (Rinderherde um die Lange-Lacke) um auch einen Verbindungskorridor zwischen der Neubruchlacke und der Östlichen Fuchslochlacke herzustellen.

Kleine Neubruchlacke

Nr.	Lackename in Milasowsky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
13.	Kleine Neubruchlacke	KNL	74	Kleine Neubruchlacke

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 4,7 ha + 2,2 ha + 0,5 ha, Lackenwannen-Umfang: 1070 m



Abb. 29: KNL 74, **Kleine Neubruchlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.

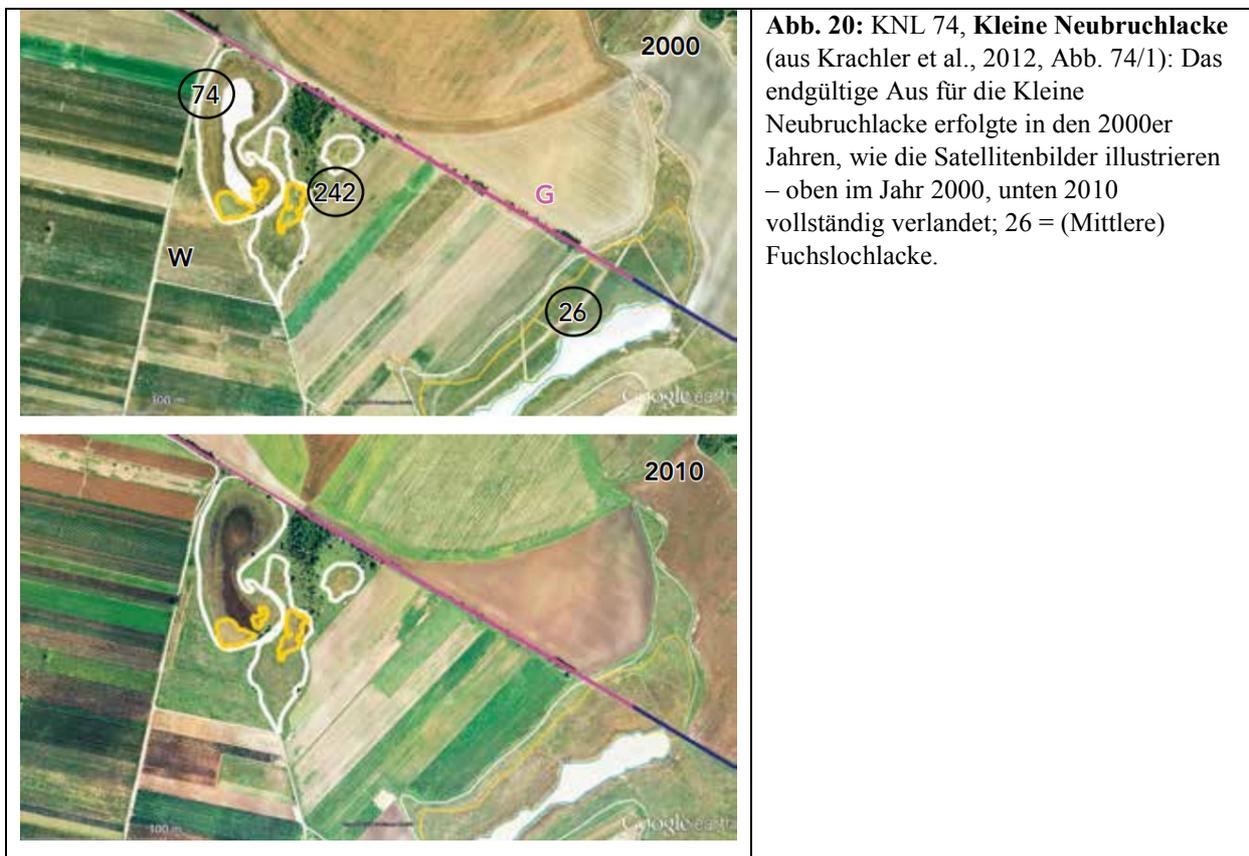


Abb. 20: KNL 74, **Kleine Neubruchlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 74/1): Das endgültige Aus für die Kleine Neubruchlacke erfolgte in den 2000er Jahren, wie die Satellitenbilder illustrieren – oben im Jahr 2000, unten 2010 vollständig verlandet; 26 = (Mittlere) Fuchslochlacke.

Tab. 50: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Kleinen Neubruchlacke (KNL): KNL A, KNL B und KNL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche KNL A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337047</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 4x Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Carex otrubae 2a Inula britannica 2a Eleocharis uniglumis + Rosa canina s.lat. + Lycopus europaeus r</p>	
<p>Probefläche KNL B Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 80 Datenbank-Nr 337046</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x Inula britannica 3x Elymus repens 2a Lotus tenuis 2a Aster tripolium subsp. pannonicus 1x Daucus carota + Poa angustifolia + Vicia angustifolia + Rosa canina s.lat. r Rumex crispus r Vicia tetrasperma r</p>	
<p>Probefläche KNL C Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337045</p> <p>Convolvulo-Agropyrion-Gesellschaft (Quecken-Flur)</p> <p>Dactylis glomerata 2b Elymus repens 2b Phragmites australis 2b Fragaria viridis 2a Poa angustifolia 2a Rubus caesius 2a Epilobium tetragonum 1x Plantago lanceolata 1x Verbena officinalis 1x</p>	

Calamagrostis epigejos	+	
Centaurea jacea subsp. angustifolia	+	
Cirsium arvense	+	
Cirsium vulgare	+	
Festuca arundinacea	+	
Galium verum	+	
Rhamnus cathartica	+	
Rosa canina s.lat.	+	
Rumex crispus	+	

Tab. 51: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Kleinen Neubruchlacke (KNL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	KNL A	KNL B	KNL C
Östliche Länge	16,84945	16,84932	16,84908
Nördliche Breite	47,79930	47,79938	47,79951
1993LF	3528	2147	1261
2019LF	594	620	516
2019-1993LF	-2934	-1527	-745
DiffLF%	-83	-71	-59
1993pH	10,4	9,7	8,7
2019pH	8,0	7,9	7,7
2019-1993pH	-2,3	-1,8	-1,1
DiffpH%	-22	-18	-12
1993VD	4	47	71
2019VD	100	100	100
2019-1993VD	96	53	29
DiffVD%	96	53	29
1993VH	16	40	38
2019VH	50	45	87
2019-1993VH	34	5	48
DiffVH%	67	11	56
1993WG	18	10	9
2019WG	22	18	19
2019-1993WG	4	9	10
DiffWG%	19	47	51

Tab. 52: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Kleinen Neubruchlacke (KNL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_KNL_A	2019_KNL_A	1993_KNL_B	2019_KNL_B	1993_KNL_C	2019_KNL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		155	37		54		63	1
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		21	13		8			
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		11	2		3	3	2	1
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		8		4		4		
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		5	1		4			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		2	1	1				
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		1	1					
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		42	1	1	24	4	12	
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		7		1		3		3
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		5				1		4
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		5					2	3
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		3					2	1
<i>Phaeocedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	Gd	1	2					2	
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		2						2
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	Gd	1	1					1	
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		1			1			
<i>Tapinocyboides pygmaeus</i> (Menge, 1869)	Gd		1	1					
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		1					1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		8			1	1	4	2
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		4			3			1
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		3		1	1			1
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gm		2						2
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		1				1		
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		1					1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	40	36		4			
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		22			22			
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	3			2		1	
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	2			2			
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		1			1			
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		1	1					
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		18	6	1	10	1		
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		9	1	1		3	2	2
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		7	6		1			
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		6		2	1	2		1
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		4	1		3			
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		3			3			
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		2		1				1
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	Gw		1			1			
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	W		2		1				1
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	W		1						1
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		1						1
	Ind		108	14	14	149	23	93	28
	Art		14	10	10	20	10	12	17
	A		6	2	4	4	2	2	2
	Gd		5	3	3	3	3	6	5
	Gm		0	1	3	2	2	2	4
	Gs		2	0	5	0	1	0	0
	Gw		4	4	6	3	3	1	3
	W		0	1	0	0	0	0	3

Tab. 53: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Kleinen Neubruchlacke (KNL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_KNL_A	2019_KNL_A	1993_KNL_B	2019_KNL_B	1993_KNL_C	2019_KNL_C
Bembidion properans	A		5					4	1
Brachinus elegans	A		6			1	4		1
Calathus fuscipes	A		1					1	
Calosoma auropunctatum	A		1			1			
Harpalus affinis	A		5	1		4			
Harpalus rufipes	A		39		19	1	9		10
Ophonus rupicola	A	1	1					1	
Poecilus cupreus	A		6		2	4			
Pterostichus melanarius	A		7		1	4		2	
Trechus quadristriatus	A		1		1				
Amara tibialis	Gd		1		1				
Badister bullatus	Gd		1						1
Calathus cinctus	Gd		2		1				1
Harpalus smaragdinus	Gd	1	1					1	
Microlestes maurus	Gd		1			1			
Microlestes minutulus	Gd		29	1	10	7	3	7	1
Clivina fossor	Gm		1			1			
Ophonus diffinis	Gm	1	1			1			
Poecilus versicolor	Gm		3				3		
Pterostichus vernalis	Gm		2		1				1
Amblystomus niger	Gs	1	1		1				
Bembidion minimum	Gs	1	20	14		6			
Dyschirius chalybeus gibbifrons	Gs	1	1					1	
Microlestes corticalis	Gs	1	1	1					
Poecilus puncticollis	Gs	1	1			1			
Pterostichus macer	Gs	1	5		1	4			
Pterostichus taksonyis	Gs	1	1		1				
Agonum duftschmidi	Gw	1	2		2				
Agonum emarginatum	Gw		1		1				
Agonum gisellae	Gw	1	1		1				
Anisodactylus binotatus	Gw		2		1				1
Bembidion varium	Gw	1	1	1					
Panagaeus cruxmajor	Gw		1				1		
Platynus krynickii	W	1	2		2				
Ind				18	46	36	20	17	17
Art				5	16	13	5	7	8
A				1	23	15	13	8	12
Gd				1	12	8	3	8	3
Gm				0	1	2	3	0	1
Gs				15	3	11	0	1	0
Gw				1	5	0	1	0	1
W				0	2	0	0	0	0

Zustand

Die Kleine Neubruchlacke war bis ins Jahr 2000 eine klassische ausschließlich von Niederschlag gespeiste und daher periodisch überstaute weiße Sodalacke (Krachler et al. 2012). Man kann davon ausgehen, dass sie ursprünglich sogar eine perennierende, also in der Mehrzahl der Jahre ganzjährig Wasser führende Lacke darstellte, eine Annahme, die auch durch die heute noch vorhandenen hohen und steilen Uferkanten der Nord-, West- und Südufer unterstützt wird. Allerdings war sie bereits 1872/73 von Entwässerungsmaßnahmen betroffen, wie aus der entsprechenden Franzisco-josephinische Landesaufnahme eindeutig hervorgeht; den Entwässerungsgraben haben Krachler et al. (2012) mit dem Großbuchstaben „G“ gekennzeichnet. Er verläuft nördlich der Kleinen Neubruchlacke und mündet zunächst in die Sechsmahdlacke, und früher wohl sogar noch weiter bis in das Grabensystem um den St. Andräer Zicksee (siehe Kapitel Sechsmahdlacke und Östliche Fuchslochlacke).

Vegetation

Im Jahre 2019 waren die Zone A und die Zone B vollkommen von einer Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) überwachsen, und in der Zone C war eine Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur) ausgebildet. Vergleicht man unter entsprechenden Vorbehalten die aktuellen Pflanzengesellschaften mit jenen des Jahres 1993, so zeigt sich zunächst, dass im Jahre 1993 die für Sodalacken typische Vegetationszonierung noch vorhanden war: Zone A: Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur), Zone B: Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur) und Zone C: Juncion gerardii; man kann zudem das in Zone C identifizierte Juncion gerardii (Straußgrasrasen) des Jahres 1993 im Vergleich mit der Convolvulo-Agropyron-Gesellschaft (Quecken-Flur) des Jahres 2019 als deutlich feuchter und salziger bewerten. Mit anderen Worten: das Lackenufer ist 2019 trockener und salzärmer gewesen als 1993. Und in der Lackenmulde wurde die einstige Salzvegetation vollständig durch eine Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) ersetzt, die 1993 nachweislich bereits im feuchteren Uferbereich ausgebildet war und sich dann von dort aus über die gesamte Lackenmulde ausgebreitet hat.

Umweltparameter

Die Degradation der Kleinen Neubruchlacke zeigt sich nicht nur an der Sukzession bzw. dem Wechsel der Pflanzengesellschaften, sondern ganz extrem auch am Rückgang im Salzgehalt und in der Alkalität. In Zone A wurde 1993 noch eine Leitfähigkeit im Oberboden von durchschnittlich 3528 μS und eine extrem hoher pH-Wert von 10,4 gemessen; 2019 sanken die Werte auf 594 bzw. 8,0. Mit dem sinkenden pH-Wert wird der Abbauprozesse des anfallenden pflanzlichen Materials gebremst, sodass organisches Material akkumulieren und die Sukzession vorantreiben konnte. Die 1993 noch teilweise sehr offenen Flächen sind inzwischen vollständig überwachsen. In Zone A stieg die Deckung von 4% auf 100%, und auch in Zone B von 47% auf 100%. Gleichzeitig hat aber in allen Zonen der

Wassergehalt im Oberboden extrem abgenommen, da durch den unnatürlich niedrigen Grundwasserpegel unterhalb der Lacken kein Grundwasser mehr an den Oberboden gelangen kann. Die Kleine Neubruchlacke gehört also so wie die Kipflacke zu jenen Lacken des zentralen Seewinkels, die zwischen 1993 und 2019 total degradiert sind. Anhand eines Vergleich von Satellitenbildern der Kleinen Neubruchlacke im Jahre 2000 und 2010 geht Krachler et al. (2012, Abb. 74/1) davon aus, dass endgültige Aus für die Kleine Neubruchlacke in den 2000er Jahren erfolgt sein muss, das sie im Jahr 2000 noch Salzflächen aufwies, im Jahre 2010, so wie auch später im Jahre 2019, hingegen bereits vollständig verlandet war.

Spinnen

Mit der Sukzession sind zunächst alle Salzzeiger unter den Spinnenarten verschwunden, die 1993 noch prägend für die offenen Sodaflächen gewesen sind; quantitativ erkennbar ist dies vor allem bei *Pardosa cribrata* in Zone A und *Zelotes mundes* in Zone B. Im „feuchten“ Straußgrasrasen der Zone A des Jahres 2019 ist die Anzahl der Nässezeiger im Vergleich zur Dorngrasflur des Jahres 1993 mit jeweils 4 Arten gleich geblieben, in Zone B aber auch von 6 auf 2 gesunken. Am auffälligsten zeigt sich der Wandel in der Vegetationsstruktur bei der ansonsten für die Sodalacken typischen Acker/Störungsart *Pardosa agrestis*, die 1993 noch in allen Zonen der Kleinen Neubruchlacke dominierte, aber 2019 fast komplett verschwunden ist. Während von ihr 1993 in allen Zonen noch 154 Individuum gefunden wurden, war es 2019 lediglich ein einzelnes Exemplar in Zone C. Im übrigen kamen im Jahre 2019 auch keine Rote Liste Arten mehr vor.

Laufkäfer

Die Kleine Neubruchlacke wurde in den letzten Jahren entwässert und hat ihren Charakter als Salzlacke dadurch nahezu vollständig eingebüßt; Salzuferbewohner waren demzufolge nicht zu erwarten und wurden auch keine gefangen. Hinweise auf Salzreste im Boden geben *Amblystomus niger*, *Pterostichus macer* und *Pterostichus taksonyis*, die Salzbindung ist jedoch schwach und indirekt. Neu hinzugetreten sind teilweise bemerkenswerte Schilffarten wie *Agonum gisellae*. Die nicht mehr klar abgrenzbare Außenzone C beherbergt noch immer Feuchtgebietsarten, ihre Artenzusammensetzung ist 2019 ähnlich wie 1993.

Gefährdung und Maßnahmen

Der Niedergang der Kleinen Neubruchlacke erstreckt sich über 125 Jahre und erfolgte laut Krachler et al. (2012) in 2 Stufen: Unmittelbar am Nordufer wird die Lackenmulde von den sehr verfallenen Resten eines Grabens angeschnitten (Abb. G), der an der Wegkreuzung 600 m westlich der Lackenmulde beginnt, neben der Kleinen Neubruchlacke noch die Nördliche und Östliche Fuchslochlacke (Nr. 26) anzapft und nach 3,75 km in der Sechsmahdlacke (Nr. 31) endet. Dieser Graben findet sich bereits 1873 in der Franzisco-Josephinischen Landesaufnahme (siehe Kapitel

„Östliche und Westliche Fuchslotlacke“) und hat mit Sicherheit schon im 19. Jahrhundert eine gravierende Absenkung des Lackenpegels bewirkt. Hydrographische Aufzeichnungen gibt es erst seit den 1950er Jahren, anhand derer Haas (1992) für den Zeitraum von 1955 bis 1988 ein Absacken des Grundwassers von 0,4 bis 0,8 m angibt. Als periodische, sommerlich trocken fallende Weißlacke hat sich die Kleine Neubruchlacke immerhin bis in die 1990er Jahre gehalten.

Neben dem Wasserabzug durch die Gräben und Kanäle (Schrammelgraben, Hauptkanal, Leisser Graben etc.) wirkte sich ab der Mitte des 20. Jahrhunderts in immer größerem Umfang die Entnahme von Grundwasser zur Bewässerung der landwirtschaftlichen Kulturen aus. Dabei spielen die seit den 1980er Jahren in Betrieb befindlichen Kreisberegnungsanlagen des Paulhofs eine entscheidende Rolle. Der für die Kreisberegnungsanlagen errichtete Hochleistungsbrunnen ist nur 600 m in Grundwasseranströmrichtung entfernt, sodass sich die Lackenmulde in dessen Grundwasser-Absenktrichter befindet. Die dramatische Grundwasserabsenkung hatte laut Krachler et al. (2012) in den 1970er Jahren dazu geführt, dass in der Kleinen Neubruchlacke auch die Wasserführung zurückging, weshalb die Jägerschaft mit der Dotation aus einem nahen Brunnen begann, was den Niedergang der Kleinen Neubruchlacke noch beschleunigte: denn durch die im Grundwasser enthaltenen Erdalkalien Mg^{2+} und Ca^{2+} verlor der Lackenboden seine Dichtheit, Niederschlagswasser konnte rascher versickern und die oberflächlichen Salze ausschwemmen, sodass in den ausgesüßten Lackenboden die Sukzession foranschreiten konnte und mittlerweile ihr vorläufiges Endstadium mit einer vollständigen Degradation der ehemaligen Sodalacke erreicht hat. Alle wasserbaulichen Eingriffe (Schrammelgraben, Hauptkanal und Pfarrergraben) und auch alle Feldbrunnen zur Entnahme von Grundwasser für die Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen, insbesondere der Hochleistungsbrunnen der Kreisberegnungsanlage des Paulhofs sind nach wie vor in Betrieb, sodass eine Verbesserung der hydrologischen Situation der Kleinen Neubruchlacke nicht in Sicht ist.

Dennoch formulieren Krachler et al (2012) Ziele zur Wiederherstellung der Kleinen Neubruchlacke und schlagen auch eine Vielzahl von Maßnahmen vor: (i) Ganzjähriger niveaugleicher Rückstau von Hauptkanal, Schrammelgraben, Pfarrergraben, (ii) Verfüllen des Kleinen Neubruchlacke-Fuchslotlacke-Sechsmahdlackenkanals sowie des Heidlacke-Hottergrube-Darschokanals, (iii) Stopp der Grundwasserentnahme aus dem in Grundwasseranströmrichtung nur 600 m entfernten Hochleistungsbrunnen einer Kreisberegnungsanlage des Paulhofs, (iv) Begrenzen der Entnahme von Grundwasser zum Zweck der Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen mit dem Ziel, das Grundwasser-Minimum möglichst nicht unter die Salzlackensole absinken zu lassen. Der salzführende Horizont, also das Lackensediment, muss bei trockengefallener Lacke bis an die Oberfläche wassergesättigt bleiben; (v) Entfernen sämtlicher Gehölze innerhalb des natürlichen Lackenbeckens, (vi) Mahd des Schilfbestandes und (vii) Aufnahme der Kleinen Neubruchlacke in ein

Beweidungsprogramm gemeinsam mit Heidlacke, Hottergrube, Neubruchlacke, Fuchslochlacken, Birnbaumlacke, Kipflacke, Ochsenbrunnlacke und Lacke westlich Ochsenbrunnlacke.

Auch wenn die Umsetzung dieser Maßnahmen gegenwärtig aussichtslos erscheint, liegt es in der Verantwortung eines Nationalparks alle Vorschläge in einem künftigen Managementplan zu berücksichtigen.

Westliche Fuchslochlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
14.	Untere Fuchslochlacke	UFL	26a	Westliche Fuchslochlacke

Pol. Gemeinde: Apetlon, Lackenwanne und Lackenwannen-Umfang: k. A.

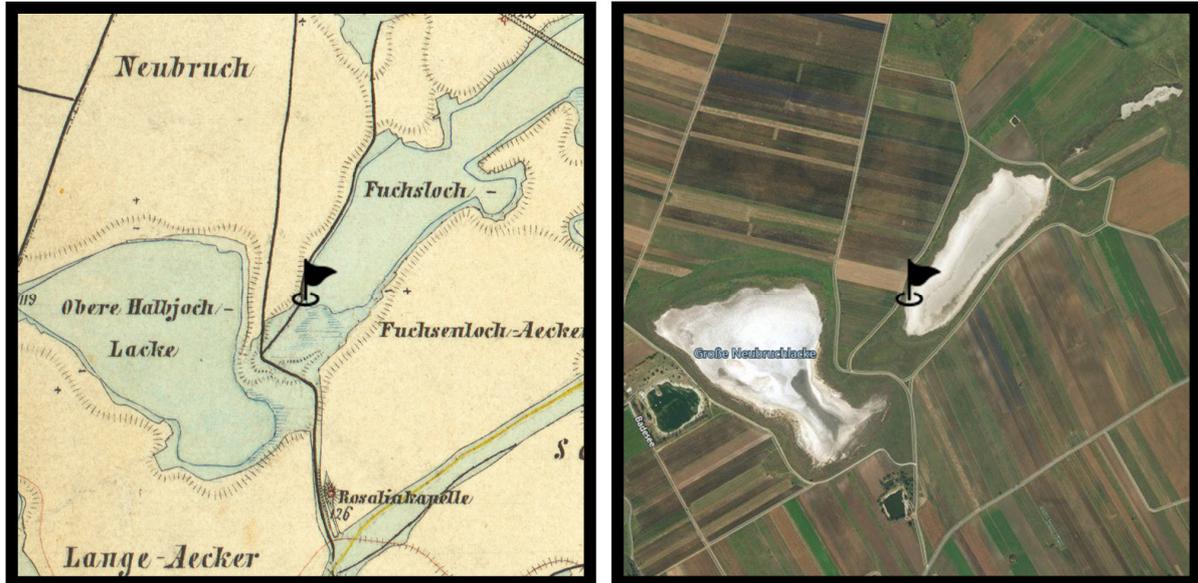


Abb. 31: UFL 26a, Untere Fuchslochlacke = **Westliche Fuchslochlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 32: UFL 26a, Untere Fuchslochlacke = **Westliche Fuchslochlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 26/1); G = Graben; 25 = Neubruchlacke, 27 = Stundlacke, 32 = Kühbrunnlacke, 74 = Kleine Neubruchlacke, 77 = Lacke südlich Stundlacke.

Tab. 53: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Westlichen Fuchslochlacke (UFL): UFL A, UFL B und UFL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche UFL A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 20</p> <p>Datenbank-Nr 337044</p> <p><i>Crypsio-Suaedetum pannonicae</i> (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p><i>Suaeda pannonica</i> [sensu orig.] 2b</p> <p><i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 1x</p> <p><i>Puccinellia peisonis</i> +</p>	
<p>Probefläche UFL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 40</p> <p>Datenbank-Nr 337043</p> <p><i>Puccinellietum peisonis</i> (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p><i>Puccinellia peisonis</i> 3x</p> <p><i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 2a</p> <p><i>Lotus tenuis</i> 1x</p> <p><i>Agrostis stolonifera</i> r</p>	
<p>Probefläche UFL C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 80</p> <p>Datenbank-Nr 337042</p> <p><i>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis</i> (Subhalophile Feuchtwiese)</p> <p><i>Agrostis stolonifera</i> 3x</p> <p><i>Lotus maritimus</i> 2b</p> <p><i>Lotus tenuis</i> 2a</p> <p><i>Senecio erraticus</i> 2a</p> <p><i>Achillea</i> cf. <i>aspleniifolia</i> 1x</p> <p><i>Puccinellia peisonis</i> +</p> <p><i>Cirsium arvense</i> +</p> <p><i>Cuscuta</i> sp. +</p> <p><i>Daucus carota</i> +</p> <p><i>Festuca arundinacea</i> +</p> <p><i>Odontites vulgaris</i> +</p> <p><i>Picris hieracioides</i> +</p> <p><i>Poa angustifolia</i> +</p> <p><i>Pulicaria dysenterica</i> +</p>	

Bromus commutatus	r	
Dactylis glomerata	r	
Plantago lanceolata	r	
Trifolium pratense	r	

Tab. 55: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Westlichen Fuchslochlacke (UFL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	UFL A	UFL B	UFL C
Östliche Länge	16,84874	16,84870	16,84852
Nördliche Breite	47,78799	47,78798	47,78798
1993LF	3481	1892	1100
2019LF	582	735	352
2019-1993LF	-2899	-1157	-748
DiffLF%	-83	-61	-68
1993pH	10,3	10,1	8,4
2019pH	10,0	9,6	8,1
2019-1993pH	-0,3	-0,5	-0,3
DiffpH%	-3	-5	-4
1993VD	8	23	97
2019VD	11	27	90
2019-1993VD	3	3	-7
DiffVD%	24	13	-7
1993VH	2	17	37
2019VH	4	7	45
2019-1993VH	2	-9	8
DiffVH%	54	-56	19
1993WG	11	4	7
2019WG	7	7	11
2019-1993WG	-4	4	4
DiffWG%	-39	50	38

Tab. 56: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Westlichen Fuchslochlacke (UFL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_UFL_A	2019_UFL_A	1993_UFL_B	2019_UFL_B	1993_UFL_C	2019_UFL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		152	32	15	54	20	27	4
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		20	16		3	1		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		12	7		1		2	2
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		3						3
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		2				2		
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		2				1		1
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1			1			
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	A		1		1				
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		22			5	4	11	2
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		7		1	1		3	2
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		6			1	1	4	
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		6					1	5
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		5				1		4
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		3					3	
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	3				3		
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		3						3
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2					2	
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2				1	1	
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	Gd		1						1
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	1				1		
<i>Micaria albobittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	1					1	
<i>Rhysodromus histrio</i> (Latreille, 1819)	Gd	1	1						1
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		1						1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		10	1		1		1	7
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		2					1	1
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		2			1			1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		2				2		
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gm		1					1	
<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)	Gm		1						1
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	Gm		1			1			
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	Gm		1						1
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	Gm		1			1			
<i>Walckenaeria capito</i> (Westring, 1861)	Gm		1					1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	10	8		1	1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		4	1		3			
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	3				1	2	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		3	2		1			
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	Gs		1	1					
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		5	1		3			1
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		3	1		1		1	
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		2	2					
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		2		1			1	
<i>Mendoza canestrinii</i> (Ninni, 1868)	Gw	1	1					1	
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		1	1					
			Ind	73	18	79	39	64	41
			Art	12	4	16	13	18	18
			A	3	2	4	4	2	4
			Gd	0	1	3	6	8	8
			Gm	1	0	4	1	4	5
			Gs	4	0	3	2	1	0
			Gw	4	1	2	0	3	1

Tab. 57: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Westlichen Fuchslochlacke (UFL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_UFL_A	2019_UFL_A	1993_UFL_B	2019_UFL_B	1993_UFL_C	2019_UFL_C
<i>Amara bifrons</i>	A		10					9	1
<i>Amara familiaris</i>	A		1					1	
<i>Brachinus explodens</i>	A		7	1			1		5
<i>Calathus fuscipes</i>	A		15					13	2
<i>Harpalus affinis</i>	A		36	9	2	18	5	2	
<i>Harpalus rufipes</i>	A		14			6	5	2	1
<i>Poecilus cupreus</i>	A		2			2			
<i>Calathus ambiguus</i>	Gd		2						2
<i>Harpalus flavicornis</i>	Gd	1	1				1		
<i>Harpalus pumilus</i>	Gd		1				1		
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		9		1		4		4
<i>Licinus depressus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		4	1				2	1
<i>Ophonus puncticeps</i>	Gd		1						1
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	1	1					
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	23	21		2			
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	32	5	17	1	4		5
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	14		14				
<i>Leistus ferrugineus</i>	W		4					4	
			Ind	38	34	29	21	33	23
			Art	6	4	5	7	7	10
			A	10	2	26	11	27	9
			Gd	1	1	0	6	2	9
			Gm	0	0	0	0	0	0
			Gs	27	31	3	4	0	5
			Gw	0	0	0	0	0	0
			W	0	0	0	0	4	0

Zustand

Die Westliche Fuchslochlacke ist eine stark alkalische, astatische Weißlacke mit Alkalischlamm Boden und sehr hohem Trübeanteil. Sie wird heute ausschließlich vom Niederschlag gespeist und ist somit nur periodisch Wasser führend. So wie bei der Östlichen Fuchslochlacke ist auch hier eine ausgedehnte Lackenwanne ausgebildet, die relativ tief in die umliegenden Kulturlandschaft eingesenkt ist mit einem abrupt abfallenden Geländeniveau am Lackenrand. Zwischen Westlicher und Mittlerer Fuchslochlacke, wurde ein Dammweg errichtet, der letztere bereits nahe an den Rand der völligen Zerstörung gebracht hat (Kohler 2006, zitiert in Krachler et al. 2012).

Vegetation

Auf den ersten Blick kann man bei der Westlichen Fuchslochlacke noch einen vegetationsökologisch relativ intakten Zustand vermuten, da sie nach wie vor eine für Sodalacken typische Zonierung der Vegetation aufweist. Die Untersuchungsflächen repräsentieren auch drei typische Pflanzengesellschaften intakter Lacken: Zone A: *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur), Zone B: *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur), Zone C: *Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis* (Subhalophile Feuchtwiese). Geringfügige Unterschiede zu den Pflanzengemeinschaften des Jahres 1993 gibt es in Zone A, wo 1993 noch ein *Crypsidetum aculeatae* (Dorngras-Flur) ausgebildet war, und in Zone C, wo die Vegetation von 1993 zwar ähnlich war wie jene von 2019, damals aber eher einem feuchteren *Juncion gerardii* entsprochen hat. Das *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) in Zone B war in beiden Untersuchungsjahren hingegen in ähnlicher Ausprägung vorhanden.

Umweltparameter

Bereits im Jahre 1993 waren die durchschnittlichen Leitfähigkeitswerte in den inneren Lackenzonen mit 3481 μS in Zone A und 1892 μS in Zone B bereits sehr gering, im Jahre 2019 kann bei Werten von 582 μS in Zone A und 735 μS in Zone B von einem Vorhandensein von Salz im Oberboden nicht mehr die Rede sein. Hingegen liegt der pH-Wert im Jahre 2019 nach wie vor in einem stark alkalischen Bereich und hat sich im Vergleich zu 1993 auch kaum verändert: in Zone A wurde 2019 ein pH-Wert von 10,0 gemessen, 1993 waren es 10,3 und in Zone B 9,6 im Vergleich zu 10,1. Auch in Zone C wurde 2019 nur ein unwesentlich geringerer pH-Wert gemessen: 8,1 im Vergleich zu 8,4. Aufgrund der hohen und offensichtlich stabilen Alkalität in der Lackenmulde bietet sich nach wie vor das Bild einer typischen Sodalacke, auch wenn während der gesamten sommerlichen Austrocknungsperiode kein Salz mehr in den Oberboden nachweisbar war; zum einem, weil es aus dem Untergrund nicht nachgeliefert wurde und zum anderen, weil es oberflächlich durch Niederschlag ausgewaschen wurde. Der hohe pH-Wert ist mit Sicherheit auch dafür verantwortlich, dass es bei Betrachtung der absoluten Zahlenwerte kaum Veränderungen in der Vegetationsstruktur und im Wassergehalt des Oberbodens gegeben hat. Bis auf den dramatischen Schwund des Salzgehaltes erscheint der untersuchte Uferabschnitt in den Jahren 1993 und 2019 nahezu unverändert.

Spinnen

Für die Spinnenarten trifft diese Einschätzung leider nicht zu. Im Jahre 2019 waren in Zone A alle 4 Salzzeiger des Jahres 1993 nicht mehr nachweisbar, die Zahl der Nässezeiger sank von 4 auf 1. Ein Rückgang von 4 auf 1 war auch bei den mesophilen Arten in Zone festzustellen. Zudem war die Artenzahl und vor allem die Individuenzahl bereits 1993 sehr gering und ist 2019 noch weiter gesunken. In Zone A konnten überhaupt nur mehr 4 Arten gefunden werden. Die einzige Art, die mit den Bedingungen offensichtlich noch am besten zu Rande kommt ist wieder einmal die Wolfsspinnne

Pardosa agrestis. Zwar haben ihre Individuenzahlen in allen drei Zonen stark abgenommen, von 73 auf 18 in Zone A, von 79 auf 39 in Zone B und von 64 auf 41 in Zone C, allerdings ist sie die immer noch die einzige dominante Art in allen drei Artenspektren. Ein kleiner Hinweis auf die zunehmende Trockenheit der Lacke könnte die Verdopplung der xerothermophilen Arten in Zone B von 3 auf 6 sein. Immerhin konnte noch ein Exemplar der für Sodalacken typischen Rote Liste Art *Pardosa cribrata* in Zone B gefangen werden. Und auch der Fund der typischen Salzart *Attulus inexpectus* könnte ein Hinweis darauf sein, dass es vermutlich im Frühjahr in Zeiten des höchsten Grundwasserspiegels doch auch noch zu einer Anreicherung von Salz in den Lackenmulden kommt. Dies würde auch den nach wie vor stabilen hohen pH-Wert erklären.

Laufkäfer

In den inneren Lackenzonen unterscheiden sich die Zönosen der Jahre 1993 und 2019 durch das Verschwinden von *Bembidion minimum* und die Zunahme von *Microlestes corticalis* und *Pogonus luridipennis*, ein Muster, das dem anderer Lacken entspricht. Die äußeren Zonen sind geprägt von Xerothermarten und Ruderalarten, die Artenzahl ist dabei 2019 höher als 1993.

Gefährdung und Maßnahmen

Aufgrund des unterschiedlichen Grundwasserflurabstandes zwischen der Westlichen und der Östlichen Fuchslochlacke kam es in Vergangenheit zu einem unablässigen Export der Salze aus der Östlichen Fuchslochlacke über den Graben G (Abb. 26/1) in Richtung Sechsmahdlacke. Insbesondere seit dem Jahre 2000 liegt laut Krachler et al. (2012) der mittlere Grundwasserpegel um 0,6 m unter seinem natürlichen Niveau und spätestens seit diesem Zeitpunkt ist auch die Westliche Fuchslochlacke von Aussüßung betroffen; auch wenn nach wie vor eine breite Zone von annualen Salzpflanzen ausgebildet ist, mit im Vergleich zu den anderen Fuchslochlacken weniger Röhricht. Daher fordern Krachler et al. (2012) als dringende Maßnahme den Stopp des seit 2000 fortschreitenden Degradationsprozesses und die Anhebung des Grundwasserpegels mit dem Ziel, dass damit in den Lackenrandbereichen (Uferzone) auch in der Zeit hoher sommerlicher Verdunstung Salzanreicherung möglich ist. Als Zusatzmaßnahme sollte die über eine Länge von 80 m und über die gesamte Breite des Lackenbeckens zwischen Westlicher und Mittlerer Fuchslochlacke verlaufende Abdämmung vollständig beseitigt werden. Nur grundwasserfeuchte Uferzonen ermöglichen Salzausblühungen, die einerseits die salztolerante Flora fördern und zudem die Lacke mit Salzen versorgen und damit die erforderliche Salinität sichern. Konkrete Maßnahmen wären (i) das völlige Verfüllen des Grabens „G“ von der Kleinen Neubruchlacke über die Östliche Fuchslochlacke zur Sechsmahdlacke, um zu verhindern, dass nach einer allfälligen Sanierung der Grundwassersituation es wieder zu einer neuerlichen Wasserableitung = Entwässerung kommt; (ii) Restriktive Neuregelung der Grundwasserentnahme zur landwirtschaftlichen Bewässerung; insbesondere gilt es, den Einfluss des Hochleistungsbrunnens für die Kreisberegnungsanlagen des Paulhofs genau zu beobachten, der wegen

des geringen Grundwassergefälles im Fuchslochlackengebiet als starker Absenktrichter wirkt; (iii)
Alle Pflegemaßnahmen (Mahd und Beweidung) im Fuchslochlackengebiet, die bereits im Kapitel
„Östliche Fuchslochlacke" genannt wurden, gelten natürlich auch für die Westliche Fuchslochlacke.

Neubruchlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
15.	Große Neubruchlacke	GNL	25	Neubruchlacke

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 40,6 ha, Lackenwannen-Umfang: 2940 m

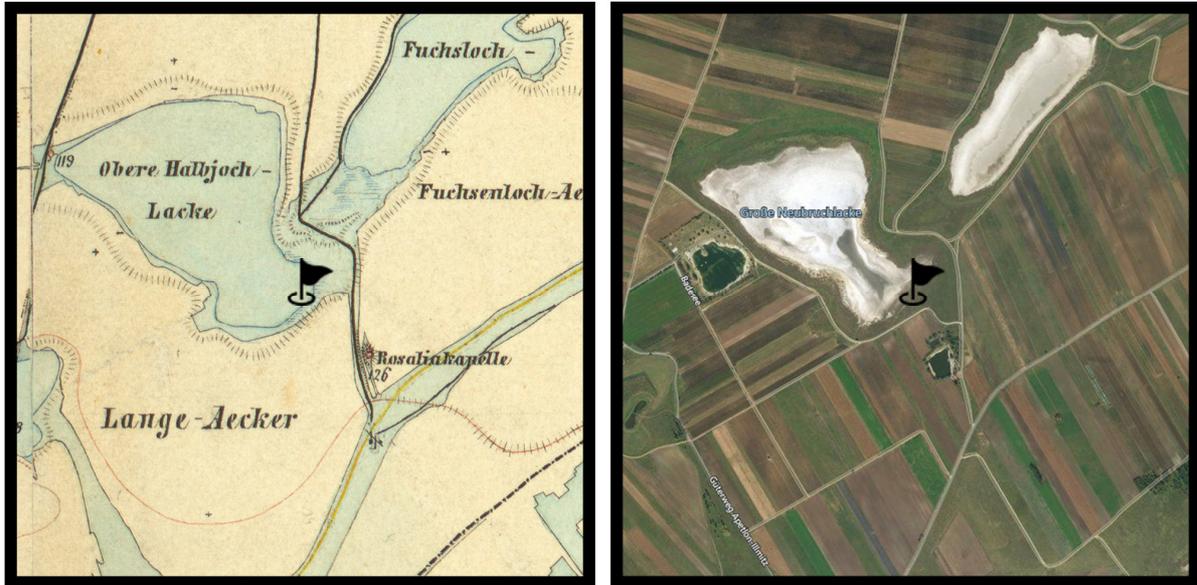


Abb. 33: GNL 25, Große Neubruchlacke = **Neubruchlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 34: GNL 25, Große Neubruchlacke = **Neubruchlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 25/1); 26 = Fuchslacke, hier 26a = Westliche Fuchslacke.

Tab. 58: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Neubruchlacke (GNL): GNL A, GNL B und GNL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche GNL A Aufnahme­fläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 25 Datenbank-Nr 337065</p> <p><i>Crypsio-Suaedetum pannonicae</i> (Pannonische Salzmelden-Flur)</p> <p><i>Suaeda pannonica</i> [sensu orig.] 2b <i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 2b <i>Puccinellia peisonis</i> 1x <i>Agrostis stolonifera</i> + <i>Chenopodium glaucum</i> + <i>Polygonum bellardii</i> + <i>Lotus tenuis</i> r</p>	
<p>Probefläche GNL B Aufnahme­fläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 50 Datenbank-Nr 337064</p> <p><i>Puccinellietum peisonis</i> (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p><i>Puccinellia peisonis</i> 3x <i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 2b</p>	
<p>Probefläche GNL C Aufnahme­fläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337063</p> <p><i>Astragalo austriacae-Festucetum</i> <i>rupicolae</i> (Furchenschwingel-Steppe auf Sand)</p> <p><i>Festuca rupicola</i> 3x <i>Bothriochloa ischaemum</i> 2a <i>Thymus kosteleckyanus</i> 2a <i>Achillea</i> cf. <i>collina</i> 1x <i>Arrhenatherum elatius</i> 1x <i>Centaurea stoebe</i> 1x <i>Dactylis glomerata</i> 1x <i>Elymus repens</i> 1x <i>Eryngium campestre</i> 1x <i>Galium verum</i> 1x <i>Knautia arvensis</i> 1x <i>Plantago media</i> 1x <i>Poa angustifolia</i> 1x</p>	

Berteroa incana	+	
Cynodon dactylon	+	
Euphorbia cyparissias	+	
Hypericum perforatum	+	
Koeleria macrantha	+	
Linum austriacum	+	
Medicago falcata	+	
Phleum phleoides	+	
Plantago lanceolata	+	
Potentilla argentea	+	
Potentilla incana	+	
Sanguisorba minor	+	
Silene viscosa	+	
Veronica spicata	+	
Dianthus carthusianorum agg.	r	
Silene otites	r	

Tab. 59: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Neubruchlacke (GNL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	GNL A	GNL B	GNL C
Östliche Länge	16,84657	16,84701	16,84750
Nördliche Breite	47,78401	47,78379	47,78362
1993LF	13944	2961	553
2019LF	325	253	386
2019-1993LF	-13619	-2708	-168
DiffLF%	-98	-91	-30
1993pH	10,7	10,1	8,1
2019pH	9,7	8,6	6,7
2019-1993pH	-1,1	-1,5	-1,4
DiffpH%	-10	-15	-18
1993VD	3	57	82
2019VD	18	62	100
2019-1993VD	15	5	18
DiffVD%	82	8	18
1993VH	4	27	20
2019VH	5	20	48
2019-1993VH	1	-7	28
DiffVH%	27	-25	59
1993WG	13	6	4
2019WG	10	12	12
2019-1993WG	-2	6	8
DiffWG%	-17	50	68

Tab. 60: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Neubruchlacke (GNL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_GNL_A	2019_GNL_A	1993_GNL_B	2019_GNL_B	1993_GNL_C	2019_GNL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		88	7	31	28	17	5	
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		4				3		1
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		3	2		1			
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		2				2		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		2			1	1		
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		1			1			
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	A		1				1		
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	Gd	1	10		3		7		
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		10			6		4	
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		8	1		1	3	2	1
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		6		1	4	1		
<i>Alopecosa farinosa</i> (Herman, 1879)	Gd		2						2
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	Gd	1	2					2	
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		2					2	
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		1						1
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	1		1				
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	1		1				
<i>Silometopus bonessi</i> Casemir, 1970	Gd	1	1					1	
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1955	Gd	1	1					1	
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		1			1			
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		1						1
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	Gm		1					1	
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		1					1	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		1			1			
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)	Gs		18			18			
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	12	2	7	3			
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	3			1		2	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		3	1	1		1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		1			1			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		2	1		1			
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		1	1					
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gw		1		1				
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		1					1	
			Ind	15	46	68	36	23	6
			Art	7	8	14	9	12	5
			A	2	1	4	5	1	1
			Gd	1	4	4	3	6	4
			Gm	0	0	1	0	3	0
			Gs	2	2	4	1	1	0
			Gw	2	1	1	0	0	0
			W	0	0	0	0	1	0

Tab. 61: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Neubruchlacke (GNL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_GNL_A	2019_GNL_A	1993_GNL_B	2019_GNL_B	1993_GNL_C	2019_GNL_C
<i>Amara aenea</i>	A		1				1		
<i>Brachinus explodens</i>	A		1						1
<i>Calathus fuscipes</i>	A		9			4		4	1
<i>Harpalus affinis</i>	A		58	18	12	24	2	2	
<i>Harpalus distinguendus</i>	A		10		6		4		
<i>Harpalus rufipes</i>	A		2		1				1
<i>Amara equestris</i>	Gd		3					3	
<i>Calathus ambiguus</i>	Gd		2				1	1	
<i>Calathus erratus</i>	Gd		2					2	
<i>Harpalus pumilus</i>	Gd		1				1		
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		1					1	
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes fissuralis</i>	Gd		1		1				
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		7		1	6			
<i>Olisthopus rotundatus</i>	Gd	1	1					1	
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	4	1	3				
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	1			1			
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	4	2	2				
<i>Dyschirius pusillus</i>	Gs	1	10	7		3			
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	1			1			
<i>Dyschirius strumosus</i>	Gs	1	1		1				
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	7		6		1		
<i>Pogonus peisonis</i>	Gs	1	1	1					
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	1	1					
	Ind		30	33	39	10	14	4	
	Art		6	9	6	6	7	4	
	A		18	19	28	7	6	3	
	Gd		0	2	6	2	8	1	
	Gm		0	0	0	0	0	0	
	Gs		11	12	5	1	0	0	
	Gw		1	0	0	0	0	0	
	W		0	0	0	0	0	0	

Zustand

Die ca 30 ha große Neubruchlacke liegt tief eingesenkt in einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Agrarlandschaft. Das Lackenbecken ist durch teilweise hohe Uferkanten rundum deutlich begrenzt. Die Neubruchlacke liegt in der Muldenzone der Schotterflur, und wird vornehmlich vom Niederschlag gespeist. Sie war ursprünglich charakterisiert durch saisonal stark schwankende Wasserführung, hohen Salzgehalt, starke anorganische Trübung und kiesigschlammiges Bodensubstrat. Optisch stellt die Neubruchlacke heute noch eine intakte Salzacke dar mit einer großen Fläche offenen Salzbodens nach dem Trockenfallen. Auch die höher gelegenen Lackenufer sind als Teil des Hutweidegebiets der „Apetloner“ Fleckviehrinderherde in einem sehr guten Erhaltungszustand, auch wenn die diese Trockenrasen an einigen Uferabschnitten sehr schmal ausgebildet sind.

Vegetation

Der untersuchte Uferabschnitt der Neubruchlacke zeigt drei für intakte Sodalacken typische Zonen der Vegetation, die in der Austrocknungsperiode von annualen Salzpflanzen dominiert werden: Zone A: *Crypsio-Suaedetum pannonicae* (Pannonische Salzmelden-Flur), Zone B: *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) und Zone C: *Astragalo austriacae-Festucetum rupicolae* (Furchenschwingel-Steppe auf Sand). Dieselben Pflanzengesellschaften waren auch schon 1993 vorhanden; lediglich in Zone C ist anzumerken, dass man aufgrund der Pflanzenarten, die hier 1993 gefunden wurden, man darauf schließen kann, dass der Untergrund (Feuchtschwarzerde) des heute sehr gut erhaltenden Sandtrockenrasens deutlich feuchter und salziger gewesen war.

Umweltparameter

Wie das Bild einer intakten Sodalacke täuschen kann, zeigt sich an einem Rückgang des Salzgehalts im Oberboden um 98% in Zone A und 91% in Zone B im Jahre 2019 gegenüber 1993. In den absoluten Zahlen erkennt man, dass 1993 die Neubruchlacke zu den „besten Sodalacken“ im gesamten Seewinkel gehört hat. Der durchschnittliche Wert der Leitfähigkeit betrug in Zone A damals noch 13944 μS , aktuell konnten 325 μS gemessen werden. In Zone B waren es mit 253 μS sogar noch weniger. Bereits 1993 wurde in Zone B im Vergleich mit Zone A mit „lediglich“ 2961 μS schon erheblich weniger Leitfähigkeit im Oberboden gemessen. Und wie bereits im Vergleich der Aufnahmen der Pflanzengesellschaften zwischen 1993 und 2019 in Zone C anhand der vorkommenden Pflanzenarten erkennbar war, wird durch die Messungen der Leitfähigkeit und des pH-Wert bestätigt, nämlich, dass dieses Lackenufer 2019 salzärmer ist als 1993. Die Vegetationsstruktur und der Wassergehalt haben sich in den absoluten Zahlen nur unwesentlich verändert. Die auffälligste negative Entwicklung zeigt sich im dramatischen Rückgang des pH-Werts in Zone B von 10,1 auf 8,6. In Zone B ist der Rückgang von 10,7 auf 9,7 nicht so dramatisch. Insgesamt kann man auch an der Neubruchlacke - so wie bei der nördlich unmittelbar benachbarten Westlichen Fuchslochlacke -davon ausgehen, dass im Frühjahr bei höheren Grundwasserpegels es noch zu Salzausblühungen in der Lackenmulde kommt. Glücklicherweise liegen für die Neubruchlacke weitere Messdaten aus dem Jahre 2019 vor, die diese Annahme bestätigen: Am 18. April 2019 hat Arno Cimadom (Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel) kurz vor der ersten Austrocknungsperiode im Lackenwasser 8390 μS gemessen. Nach dieser Austrocknungsphase am 15. Mai 2019 fielen die Messwerte auf 1770 μS und am 31. Mai sogar auf 1160 μS , und schließlich wurden nach einer neuerlichen kurzen Austrocknungsperiode am 24. Juni 2019 1350 μS gemessen. Aus den eigenen Messungen des Salzgehaltes während der Austrocknungsperiode Ende Mai, Mitte Juli und Mitte September 1993 und 2019 in Zone A zeigen sich die extremen Unterschiede zwischen den Jahren in folgender Weise. 1993 wurden in den drei Zeitpunkten durchschnittlich 7916, 16416 und 17500 μS gemessen, 2019 hingegen 280, 426 und 269 μS ! Es kann also kein Zweifel daran bestehen, dass das im Jahre 2019 im April noch

vorhandene Salz in der Lackenmulde während der sommerlichen Austrocknungsperiode offensichtlich vollständig ausgewaschen bzw. ausgedünnt wurde und danach auch nicht mehr mit aufsteigendem Grundwasser wieder an die Oberfläche gelangt ist (wie es offensichtlich 1993 aber wohl noch der Fall war, was sich am eindrucklichsten am höchsten Wert im September 1993 ablesen lässt).

Spinnen

Bereits 1993 wurden nicht nur sehr wenige Arten, sondern auch sehr wenige Salzzeiger und Nässezeiger in den Zonen A und B gefunden und wenn, dann war es in den meisten Fällen auch nur ein einziges Individuum! In Zone B ist Anzahl der Salzzeiger von 4 auf 1 zurückgegangen. In Zone A konnten 2019 immerhin noch 7 Individuen von *Pardosa cribrata*, der für die Sodalacken charakteristischste Spinne, nachgewiesen werden, was ein Hinweis darauf ist, dass zumindest im Lackeninneren aufgrund des noch hohen pH-Werts und aufgrund des im Frühjahr zeitweilig höheren Salzgehaltes nach wie vor die für typische Salzzeiger günstigen Bedingungen gegeben sind. Am auffälligsten an der Neubruchlacke ist allerdings eine Entwicklung in Zone C. Obwohl der untersuchte Sandtrockenrasen in einem guten Erhaltungszustand ist, hat die Anzahl der Arten von 12 auf 5 abgenommen, wobei alle Vertreter der halophilen, silvikolen und mesophilen Vertreter verschwunden sind. Dies bestätigt die Befunde aus dem Vergleich der Pflanzenarten der Jahre 1993 und 2019, wonach die Vegetation 1993 feuchter und salziger gewesen war als 2019; bei den Spinnen ist aber auch die Anzahl der für Sandtrockenrasen typischen Arten von 6 auf 4 gesunken. Hingegen ist die Anzahl der xerothermophilen Arten in Zone A von 1 auf 4 gestiegen; darunter auch ein Exemplar der Südrussischen Tarantel (*Lycosa singoriensis*), für die der sandige Lackenboden (72% Sand) während der Austrocknungsperiode offenbar günstige Habitatbedingungen für das Graben der typischen Röhren liefert. So konnten während der Freilandarbeit auch an der Neubruchlacke Tarantelröhren in Zone A und B gesichtet werden.

Laufkäfer

Die Artengemeinschaft der inneren Lackenzone (A) hat sich wie bei anderen Lacken zwischen 1993 und 2019 in Richtung Dominanz von *Microlestes corticalis* verschoben. 1993 besiedelte der Laufkäfer *Harpalus affinis* nach dem Trockenfallen den Lackenboden in großer Zahl; er trat auch 2019 auf, aber in geringerer Anzahl. Im floristisch hochwertigen Trockenrasen der C-Zone fing sich nur mehr ein Individuum einer charakteristischen Trockenrasen-Art (*Harpalus subcylindricus*).

Gefährdung und Maßnahmen

An der Neubruchlacke zeigen sich die augenscheinlichsten Aussüßungstendenzen in der Etablierung von Degradationszeigern wie Schilf und Brackwasserröhricht am Nord- und Nordostufer, von wo aus sich der Schilfbestand allmählich Richtung Lackenzentrum vorschiebt. Die Verlandung beginnt an der peripheren Randzonen des Lackenbeckens, wo durch den gesunkenen Grundwasserspiegel der

Entsalzungsprozess als erstes einsetzt. Bei weiterhin zu niedrigen Grundwasserständen, insbesondere zur Zeit der sommerlichen Austrocknungsperiode, muss mit dem weiteren Fortschreiten der Entsalzung von den Randzonen in Richtung Lackenzentrum gerechnet werden, und in weitere Folge mit der weiteren Ausbreitung des Schilf-Röhricht-Gürtels in noch offene Lackenflächen. Hinsichtlich des Wasserhaushalts repräsentiert die Neubruchlacke für Krachler et al. (2012) den Prototyp einer ausschließlich vom Niederschlagswasser gespeisten astatischen weißen Sodalacke über wassergesättigtem dichten salzführenden Horizont. Laut Krachler et al. (2012) belegen ansteigende Sulfatanteile im Lackenwasser allerdings grundlegende Veränderungen im salzführenden Horizont. Krachler et al. (2012) konnte an der Neubruchlacke, wie übrigens im gesamten Seewinkel sowohl in den westlichen Lacken wie etwa an der Janischlacke (= Höllacke, Nr. 34) als auch in zentralen Lacken, wie der Ochsenbrunnlacke (Nr. 30) ansteigende Sulfatanteile finden, die belegen, dass unnatürlich niedrigen Grundwasserpegels der salzführende Horizont tiefgründig durchtrocknet, und daher der eindringende Sauerstoff die im Feinsediment enthaltenen Sulfide zum gut löslichen Sulfat oxidiert. Eine Erhöhung des Sulfatanteils ist somit ein wichtiger Indikator für negativen Veränderungen im Lackensediment aufgrund des zu niedrigen Grundwasserpegels.

Maßnahmen gegen die negativen Entwicklungen an der Neubruchlacke wären daher laut Krachler et al. (2012) die (i) Anhebung der freien Wasserfläche auf mindestens 32 ha (80 % des natürlichen Lackenbeckens), (ii) die vollständige Beseitigung des dichten Schilfbestands am Nord- und Nordostufer vollständig aus dem Lackenbecken zu entfernen, (iii) die Rodung aller etablierten Gehölze im östlichen Randbereich, (iv) Restriktive Neuregelung der Grundwasserentnahme für Zwecke der landwirtschaftlichen Bewässerung, (v) Rückstau des Hauptkanals bis zum St. Andräer Zicksee und (vi) Verfüllung des Pfarrerggrabens innerhalb des Pfarrseebereiches und Sanierung des Pfarrsees (Nr. 249), Sanierung des Xixsees (Nr. 21) mit Totalverfüllung des Hauptkanals innerhalb der Lackenmulde, Sanierung der Hollabernlacke (Nr. 247) und Verfüllen des Ableitgrabens in den Xixsee sowie Verfüllen des Heidlacken-Hottergruben-Xixseegrabens.

Westliche Wörthenlacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
16.	Wörthenlacke	WTL	23	Westliche Wörthenlacke

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 44,5 ha, Lackenwannen-Umfang: 4.250 m

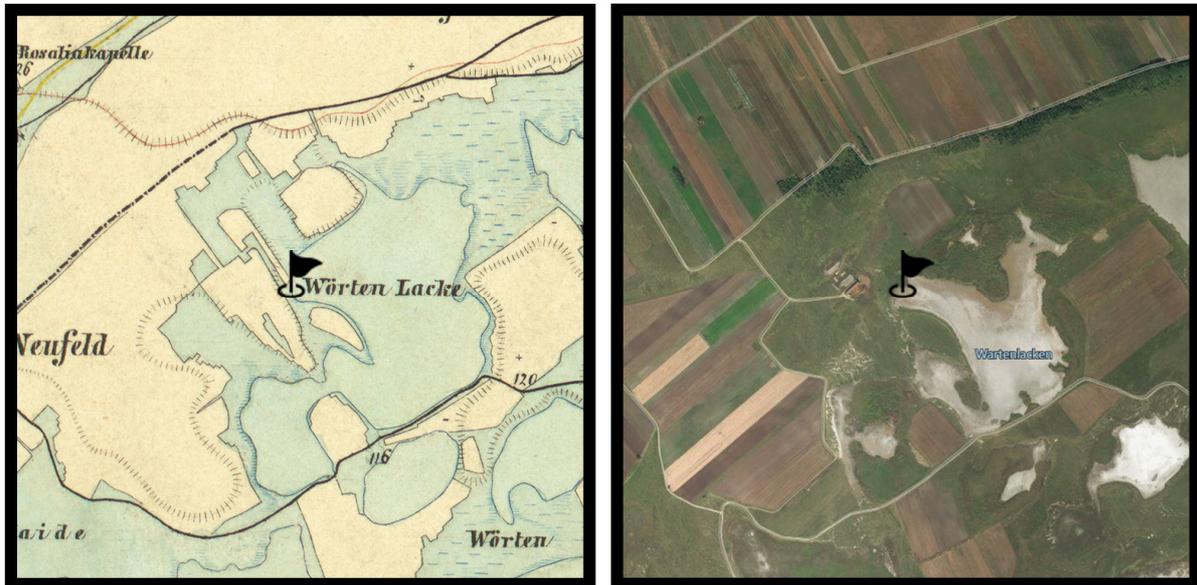


Abb. 35: WTL 23, Wörthenlacke = **Westliche Wörthenlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 36: WTL 23, Wörthenlacke = **Westliche Wörthenlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 23/2); 24 = Hutweidenlacke, 48 = Katschitzlacke, 49 = Östliche Wörthenlacke, 85 = Neufeldlacke. Gelb umrandet: Schilfbestände.

Tab. 62: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Westlichen Wörthenlacke (WTL): WTL A, WTL B und WTL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche WTL A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 45</p> <p>Datenbank-Nr 337074</p> <p><i>Crypsietum aculeatae</i> (Dorngras-Flur)</p> <p><i>Crypsis aculeata</i> 2b</p> <p><i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 2a</p> <p><i>Spergularia maritima</i> 1x</p> <p><i>Bolboschoenus maritimus</i> 1x</p> <p><i>Xanthium orientale</i> agg. 1x</p> <p><i>Atriplex prostrata</i> +</p> <p><i>Puccinellia peisonis</i> +</p> <p><i>Pulicaria dysenterica</i> +</p> <p><i>Rumex maritimus</i> +</p> <p><i>Rumex palustris</i> +</p> <p><i>Salicornia prostrata</i> +</p> <p><i>Xanthium strumarium</i> +</p> <p><i>Agrostis stolonifera</i> r</p> <p><i>Chenopodium chenopodioides</i> r</p> <p><i>Plantago major</i> r</p> <p><i>Potentilla anserina</i> r</p> <p><i>Schoenoplectus pungens</i> r</p>	
<p>Probefläche WTL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 60</p> <p>Datenbank-Nr 337073</p> <p><i>Loto-Potentilletum anserinae</i> (Gänsefingerkraut-Weide)</p> <p><i>Lotus tenuis</i> 2b</p> <p><i>Potentilla anserina</i> 2b</p> <p><i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i> 1x</p> <p><i>Puccinellia peisonis</i> 1x</p> <p><i>Spergularia maritima</i> 1x</p> <p><i>Centaurium littorale</i> 1x</p> <p><i>Plantago major</i> 1x</p> <p><i>Pulicaria dysenterica</i> 1x</p> <p><i>Trifolium fragiferum</i> 1x</p> <p><i>Agrostis stolonifera</i> +</p> <p><i>Bolboschoenus maritimus</i> +</p> <p><i>Daucus carota</i> +</p> <p><i>Matricaria chamomilla</i> +</p> <p><i>Odontites vulgaris</i> +</p> <p><i>Phragmites australis</i> +</p> <p><i>Tripleurospermum inodorum</i> +</p> <p><i>Xanthium strumarium</i> +</p> <p><i>Achillea</i> cf. <i>aspleniifolia</i> r</p> <p><i>Plantago lanceolata</i> r</p> <p><i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> r</p>	

Xanthium orientale agg.	r	
Probefläche	WTL C	
Aufnahmefläche in m2	25	
Gesamtdeckung Krautschicht	90	
Datenbank-Nr	337072	
Centaureo pannonicarum-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwingel-Steppe)		
Festuca rupicola	2b	
Thymus kosteleckyanus	2b	
Bromus hordeaceus	2a	
Cynodon dactylon	2a	
Dactylis glomerata	2a	
Lotus corniculatus	2a	
Trifolium campestre	2a	
Achillea cf. collina	1x	
Arenaria serpyllifolia agg.	1x	
Centaurea jacea subsp. angustifolia	1x	
Festuca pseudovina	1x	
Rhinanthus minor	1x	
Plantago maritima	+	
Carex stenophylla	+	
Eryngium campestre	+	
Festuca pratensis	+	
Filipendula vulgaris	+	
Galium verum	+	
Hypericum perforatum	+	
Leucanthemum vulgare agg.	+	
Linum austriacum	+	
Medicago falcata	+	
Medicago lupulina	+	
Medicago minima	+	
Ononis spinosa	+	
Pimpinella saxifraga	+	
Plantago lanceolata	+	
Plantago media	+	
Poa angustifolia	+	
Polygala vulgaris	+	
Potentilla incana	+	
Scorzonera cana	+	
Veronica spicata	+	
Bellis perennis	r	
Daucus carota	r	
Lolium perenne	r	
Thesium ramosum	r	

Tab. 63: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Westlichen Wörthenlacke (WTL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	WTL A	WTL B	WTL C
Östliche Länge	16,86299	16,86278	16,86250
Nördliche Breite	47,77420	47,77423	47,77422
1993LF	1853	2119	1894
2019LF	1611	1084	898
2019-1993LF	-242	-1036	-996
DiffLF%	-13	-49	-53
1993pH	9,3	9,2	8,3
2019pH	8,5	8,3	7,1
2019-1993pH	-0,9	-0,9	-1,2
DiffpH%	-9	-10	-15
1993VD	2	13	100
2019VD	67	83	100
2019-1993VD	64	70	0
DiffVD%	97	84	0
1993VH	2	4	9
2019VH	7	18	28
2019-1993VH	5	14	19
DiffVH%	67	78	67
1993WG	4	11	15
2019WG	20	17	21
2019-1993WG	16	6	6
DiffWG%	80	37	30

Tab. 64: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Westlichen Wörthenlacke (WTL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_WTL_A	2019_WTL_A	1993_WTL_B	2019_WTL_B	1993_WTL_C	2019_WTL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		224	8	21	82	44	64	5
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		121	15	37	66	3		
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		19	2	5	8	4		
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		14		2	6	4	2	
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		12	2		1	2	4	3
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		9	1	5	1	2		
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		1	1					
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	A		1				1		
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1	1					
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		95				5	57	33
<i>Micaria albiovittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	5	1	1		1	2	
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	Gd		2						2
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2	1				1	
<i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851)	Gd	1	2						2
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	Gd	1	1					1	
<i>Arctosa figurata</i> (Simon, 1876)	Gd		1			1			
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		1						1
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1					1	
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	1		1				

Pellenes nigrociliatus (Simon, 1875)	Gd	1				1		
Rhysodromus histrio (Latreille, 1819)	Gd	1				1		
Trichoncus hackmani Millidge, 1955	Gd	1						1
Trochosa robusta (Simon, 1876)	Gd	1					1	
Zelotes electus (C. L. Koch, 1839)	Gd	1						1
Zelotes longipes (L. Koch, 1866)	Gd	1					1	
Pardosa palustris (Linnaeus, 1758)	Gm	14	1	1	9	1	2	
Drassyllus pusillus (C. L. Koch, 1833)	Gm	2	1		1			
Syedra gracilis (Menge, 1869)	Gm	2			2			
Haplodrassus signifer (C. L. Koch, 1839)	Gm	1			1			
Micrargus subaequalis (Westring, 1851)	Gm	1		1				
Ozyptila simplex (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm	1			1			
Pardosa paludicola (Clerck, 1757)	Gm	1			1			
Xysticus kochi Thorell, 1872	Gm	1	1					
Prinerigone vagans (Audouin, 1826)	Gs	73	13	29	25	6		
Pardosa cribrata Simon, 1876	Gs	1	14		3	6	5	
Zelotes mundus (Kulczyński, 1897)	Gs	7	3	2	1	1		
Argenna patula (Simon, 1874)	Gs	1	4	1		3		
Dactylopiastes digiticeps (Simon, 1881)	Gs	1	4			1	3	
Pardosa proxima (C. L. Koch, 1847)	Gw	175	3	20	53	88	10	1
Arctosa leopardus (Sundevall, 1833)	Gw	42	2	8	12	20		
Piratula latitans (Blackwall, 1841)	Gw	5		1	2	2		
Drassyllus lutetianus (L. Koch, 1866)	Gw	3		1		2		
Haplodrassus minor (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw	3	1		2			
Pardosa prativaga (L. Koch, 1870)	Gw	3		1	2			
Oedothorax fuscus (Blackwall, 1834)	Gw	1			1			
Pardosa pullata (Clerck, 1757)	Gw	1			1			
Tallusia experta (O. P.-Cambridge, 1871)	Gw	1		1				
	Ind	56	140	276	210	145	51	
	Art	16	18	21	25	12	10	
	A	7	5	6	7	3	2	
	Gd	2	2	1	4	7	6	
	Gm	1	2	2	6	1	1	
	Gs	3	3	5	4	0	0	
	Gw	3	6	7	4	1	1	
	W	0	0	0	0	0	0	

Tab. 65: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Westlichen Wörthenlacke (WTL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_WTL_A	2019_WTL_A	1993_WTL_B	2019_WTL_B	1993_WTL_C	2019_WTL_C
Amara aenea	A		1						1
Amara apricaria	A		1				1		
Amara bifrons	A		2				2		
Anisodactylus signatus	A		1				1		
Bembidion properans	A		27	2	1	19	5		
Calathus fuscipes	A		13			1	1	8	3
Harpalus affinis	A		19	2	12	3		2	
Harpalus distinguendus	A		1		1				
Harpalus rufipes	A		8		4		4		
Poecilus cupreus	A		12		7	1	3		1
Pterostichus melanarius	A		4			1	3		

<i>Trechus quadristriatus</i>	A	1	1				
<i>Harpalus pumilus</i>	Gd	3				3	
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd	4			4		
<i>Harpalus serripes</i>	Gd	2				2	
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Gd	1	1		1		
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd	1				1	
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd	5	3			2	
<i>Notiophilus laticollis</i>	Gd	1	1		1		
<i>Ophonus puncticeps</i>	Gd	1			1		
<i>Ophonus diffinis</i>	Gm	1	1		1		
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	12	11	1		
<i>Amblystomus niger</i>	Gs	1	5	5			
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	6		6		
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	19	1	14	4	
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	1	1			
<i>Dyschirius chalceus</i>	Gs	1	2	2			
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	13	5	8		
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	4	4			
<i>Poecilus puncticollis</i>	Gs	1	4	4			
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	1	1			
<i>Acupalpus maculatus</i>	Gw	3		2	1		
<i>Agonum viridicupreum</i>	Gw	1	1	1			
<i>Anisodactylus binotatus</i>	Gw	5		4	1		
<i>Bembidion femoratum</i>	Gw	2	2				
<i>Bembidion lunulatum</i>	Gw	1		1			
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	1	1			
<i>Chlaenius festivus</i>	Gw	1	2	2			
<i>Omopron limbatum</i>	Gw	1	1		1		
<i>Stenolophus teutonius</i>	Gw	26		16	10		
<i>Tachys bistratus</i>	Gw	1			1		
<i>Carabus granulatus</i>	W	1			1		
<i>Pterostichus niger</i>	W	1		1			
	Ind	14	97	46	41	12	11
	Art	7	21	11	17	3	6
	A	5	25	25	20	10	5
	Gd	0	3	0	7	2	6
	Gm	0	0	0	1	0	0
	Gs	6	42	19	0	0	0
	Gw	3	26	2	12	0	0
	W	0	1	0	1	0	0

Zustand

An der historischen Karte von 1972/73 kann man sehr gut erkennen, dass die Westliche Wörthenlacke bei hohen Wasserständen ursprünglich mit den heute allesamt voneinander getrennten Nachbarlacken, das sind die Katschitzlacke (Nr. 48), die Östliche Wörthenlacke (Nr. 49) und die Neufeldlacke (Nr. 85) verbunden war, und überdies zusammen mit der Langen Lacke ein riesiges zusammenhängendes Feuchtgebiet bildete. Die Westliche Wörthenlacke zeichnet sich laut Krachler et al. (2012) durch eine für Seewinkellacken untypisch hohe Durchlässigkeit zum Grundwasserkörper aus. Durch den hohen Anteil an aufsteigendem Grundwasser ist der Trübeanteil sehr gering.

Vegetation

Bei den Pflanzengesellschaften im untersuchten Uferabschnitt der Westlichen Wörthenlacke handelt es sich in Zone A um ein *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur), in Zone B um ein *Loto-Potentilletum anserinae* (Gänsefingerkraut-Weide) und in Zone C um ein *Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae* (Subhalophile Salzschwingel-Steppe). Die Pflanzengesellschaften der drei Zonen sind im wesentlichen den heutigen sehr ähnlich, lediglich in Zone C indizieren die im Jahre 1993 registrierten Pflanzenarten, dass die Untersuchungsfläche gegenüber 2019 feuchter und salziger gewesen war. Auffällig in der Vegetationszonierung ist die Pflanzengesellschaft in Zone B. Normalerweise wäre hier ein *Puccinellietum* zu erwarten, wobei die Kennarten *Puccinellia peisonis* und *Aster tripolium* auch mit einer Deckung von jeweils 1-5% vorkommen, allerdings wird die Fläche mit einer Deckung von jeweils 10-25% von *Lotus tenuis* und *Potentilla anserina* dominiert, weshalb sie als *Loto-Potentilletum anserinae* (Gänsefingerkraut-Weide) klassifiziert wurde. Dieselbe Zuordnung ergibt sich auch aus der Beurteilung der Vegetationsaufnahme von 1993.

Umweltparameter

Die Leitfähigkeitswerte in den drei Zonen der westlichen Wörthenlacke waren bereits 1993 sehr gering. Im Jahre 1993 wurden durchschnittlich sogar geringfügig höhere Salzgehalte in Zone C als in Zone A gemessen. Dennoch gab es auch an dieser Lacke in allen drei Zonen im Jahre 1993 einen weiteren Rückgang der Leitfähigkeitswerte, der aber wegen der bereits sehr niedrigen Werte im Jahre 1993 relativ milder ausfiel als an anderen Lacken; in Zone A betrug der relative Unterschied gerade mal 13%, hingegen fiel der Rückgang in Zone B mit 49% und in Zone C mit 53% deutlich höher aus. Der pH-Wert sank in Zone A und B im Jahre 2019 unter 9, in Zone A von 9,3 auf 8,5, in Zone B von 9,2 auf 8,2. In Zone C bedeutet der Rückgang von 8,3 auf 7,1, dass sich in der Untersuchungsfläche im Jahre 2019 neutrale Verhältnisse eingestellt haben. Die Befunde aus der Leitfähigkeit und dem pH-Wert bestätigen somit die Schlussfolgerungen der vegetationsökologischen Befunde, wonach die Subhalophile Salzschwingel-Steppe in Zone C im Jahre 1993 salziger gewesen war. Die auffälligsten Unterschiede zwischen den Jahren zeigen sich vor allem in der Vegetationsdeckung, die sich in Zone A von 2% auf 67%, und in Zone B von 13% auf 83% erhöht hat. Überraschenderweise zeigen die Messungen des Wassergehalts, dass dieser im Jahre 2019 im Vergleich mit 1993 in allen drei Zonen zugenommen hat, wenngleich die absoluten Zahlen lediglich in Zone A von durchschnittlich 4% auf 20% von ökologischer Bedeutung sein dürfte. Somit zeigt die Westliche Wörthenlacke in Zone A einen anderen Trend als viele andere Lacken in dieser Zone. Überdies wurden auch in Zone B und Zone C mit 17% und 21% annähernd gleich hohe Wassergehalte gemessen.

Spinnen

Die hohe Feuchtigkeit des Oberbodens insbesondere in Zone A ist vermutlich auch der Grund dafür, dass hier die Anzahl der Nässezeiger von 3 auf 6 angestiegen ist. Zwar ist die Anzahl in Zone B von 7

auf 4 gesunken, aber anhand der Individuenzahlen zweier Indikatorarten, *Pardosa proxima* und *Arctosa leopardus*, kann man erkennen, dass sich die Feuchtigkeitsverhältnisse im Jahre 2019 gegenüber 1993 mit Sicherheit nicht verschlechtert haben, im Gegenteil: bei *Pardosa proxima* gab es in Zone A mit 20 gegenüber 3 Individuen und mit 88 gegenüber 53 Individuen deutliche Zunahmen, Selbiges gilt für *Arctosa leopardus*: eine Zunahme in Zone A mit 8 Individuen gegenüber 2 und in Zone B mit 20 gegenüber 12. Obwohl die Salzgehalte während der sommerlichen Austrocknungsperiode in den Jahren 1993 und 2019 gering waren, konnten im Jahre 2019 mit Ausnahme von *Argenna patula* alle Salzzeiger des Jahres 2019 wieder gefunden werden, und wie aus den Zahlen hervorgeht, auch mit ähnlichen Zahlenverhältnissen, am deutlichsten erkennbar an der dominanten Zwergspinne *Prinerigone vagans*. Eine nicht nur für den Seewinkel bedeutende Art, ist die als „Critically Endangered“ einzustufende Zwergspinne *Dactylopisthes digiticeps*, von der 2019 sogar 3 Individuen gefunden werden konnten, im Vergleich zu lediglich einem Individuum im Jahre 1993. Kaum verändert hat sich auch das Artenspektrum bei den Acker- und Störungsarten: Bei allen dominanten Acker/Störungsarten gab es sogar Zunahmen in den Individuenzahlen in Zone A, jedoch Abnahmen in Zone B. Möglicherweise spiegeln diese Unterschiede in den Zonen eine Sukzession wieder, die sich beim Vergleich der Umweltpaarameter vor allem mit dem Rückgang der Leitfähigkeit und des pH-Werts sowie einer gleichzeitigen Zunahme der Vegetationsdeckung beschreiben lässt. Ein ergänzender Hinweis könnte auch die Zunahme der xerothermophilen Arten von 1 auf 4 in Zone B sein, während deren Zahl in Zone A mit 2 gleich geblieben ist. Eine mögliche Faunenverschiebung zwischen den Zonen belegt auch der erstmalige Nachweis der ruderalen xerothermophilen Wolfspinne *Xerolyca miniata* in Zone B im Jahre 2019, einer Art, die in Zone C das Artenspektrum dominiert. Unter den xerothermophilen Arten, die 2019 neu in Zone B nachgewiesen werden konnten, befindet sich auch die Südrussische Tarantel (*Lycosa singoriensis*), die wie bereits mehrfach erwähnt, von den insgesamt trockener werdenden Bedingungen in den meisten Lacken und vermutlich auch vom Klimawandel (Dietrich & Hörweg 2020) zu profitieren scheint.

Laufkäfer

Die Arten und Individuenzahlen der Innenzone A sind 2019 gegenüber 1993 deutlich erhöht, was sehr wahrscheinlich mit den speziellen Lackenbedingungen zu tun hat: Das Fangtransekt liegt in der Nähe des Rinderstalls und ist stark von tierischen Ausscheidungen beeinflusst. Demzufolge findet sich eine reichhaltige, aber uncharakteristische Käferfauna, die aus Feuchtgebietsarten, Salzarten und Ubiquisten besteht, die wohl alle vom hohen Fliegenmaden-Nahrungsangebot angezogen werden. Die häufigsten Arten der Salzstandortszönose sind *Chlaenius spoliatus* und *Acupalpus elegans*. Bemerkenswert ist das Auftreten von *Dyschirius chaldeus*, eines anspruchsvollen grabenden Laufkäfers, der schon 1993 an den westlichen Lacken selten war und 2019 dort gar nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Eine gewisse Aussüßungstendenz spiegelt sich im zahlreichen Auftreten von nicht salztoleranten Feuchtgebietsarten und opportunistischen Ubiquisten, die auch inner A-Zone besiedelten und hier hohe im Jahr 2019 hohe Fangzahlen erreichten.

Gefährdung und Maßnahmen

Auch wenn die Westliche Wörthenlacke selbst nicht durch einen eigenen Kanal Lackenwasser verliert, besteht laut Krachler et al. (2012) ein indirekter Wasserabzug durch das Absenken des Pegels der Östlichen Wörthenlacke durch den Hauptkanal sowie das Absenken der Neufeldlacke (Lacke 85, Abb. 85/1, S. 257), und damit einhergehend ein Verlust von Soda zugunsten von Magnesiumsulfat. Zudem werden durch den Neufeldkanal mit Sicherheit nicht nur große Mengen Lackenwassers aus der Westlichen Wörthenlacke abgezogen sondern auch durch immer neues Grundwasser ersetzt. Aufgrund des sinkenden Alkalität seit 1990 infolge zunehmender Dauer der Austrocknungsperioden (Krachler et al. 2012) wurde abgestorbenes Pflanzenmaterial nicht vollständig abgebaut, was wiederum stellenweise zu einer Etablierung und Ausbreitung von Schilfbeständen geführt hat. Aus der Sicht des Naturschutzes wäre es daher laut Krachler et al. (2012) zunächst wichtig, den Sodalackenchemismus wieder herzustellen, der durch wiederholtes Austrocknen einem grundwassernahen Chemismus gewichen ist; Krachler et al. (2012) betonen, dass Wert der Salinität und Alkalität, die zwischen 1957 bis 1982 noch intakt waren, spätestens ab 1990 in Perioden längerer Totalaustrocknung durch wiederholtes Versickern des Niederschlagswassers fast vollständig verloren gegangen sind. Als Gegenmaßnahmen fordern Krachler et al. (2012) daher u.a. (i) die Anhebung der Grundwasserpegel im Gebiet, um die Verweilzeit des Lackenwassers im Laufe des Jahres zu verlängern bzw. die Totalaustrocknungsphasen zu reduzieren, (ii) die sofortige Totalverfüllung des Entwässerungsgrabens der Neufeldlacke (Nr. 85) in den Westteil der Langen Lacke, und (iii) die vollständige Eliminierung der Schilfbestände mittels vorbereitende Mahd (im Winter) und anschließender intensive Beweidung (im Frühjahr).

Darscho

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
17.	Darscholacke	DSL	22	Darscho

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 64,5 ha, Lackenwannen-Umfang: 2.990 m

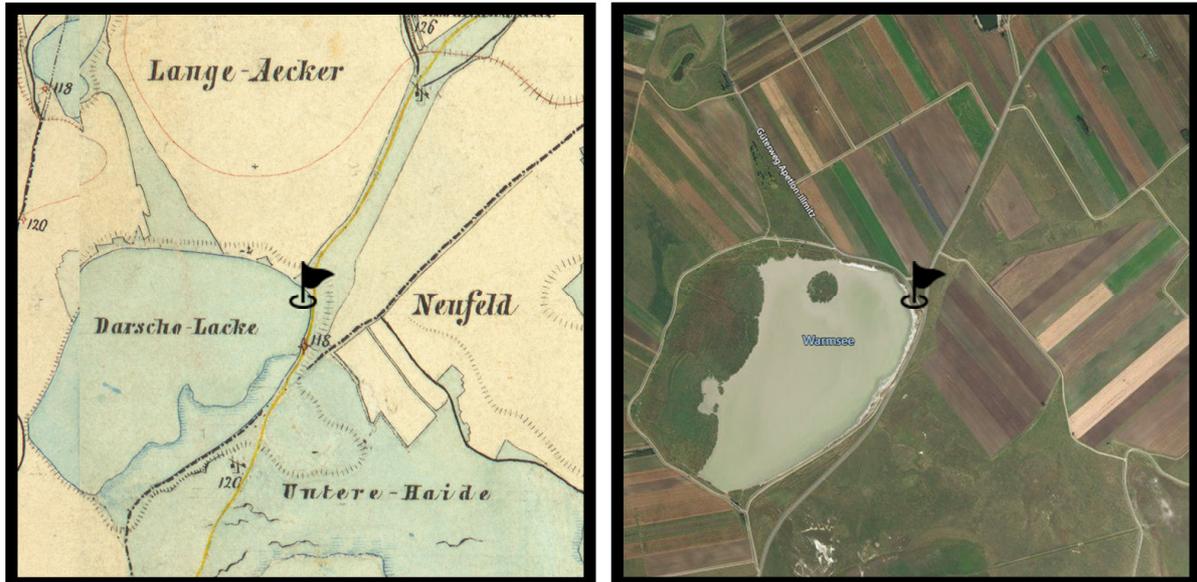
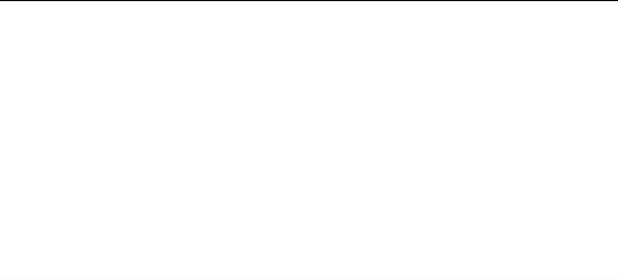


Abb. 37: DSL 22, Darscholacke = **Darscho**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 38: DSL 22, Darscholacke = **Darscho** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 22/1); A, B, C = Gräben, 21 = Xixsee, 82 = Lacke östlich Darscho; Gelb umrandet = Schilfbestände.

Tab. 66: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen am Darscho (DSL): DSL A, DSL B und DSL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche DSL A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 20</p> <p>Datenbank-Nr 337077</p> <p>Bolboschoenion maritimi-Gesellschaft (Stechteichbinsen-Flur)</p> <p>Schoenoplectus pungens 2a</p> <p>Agrostis stolonifera 1x</p> <p>Phragmites australis 1x</p> <p>Puccinellia peisonis +</p> <p>Carex distans +</p> <p>Eleocharis uniglumis +</p> <p>Juncus articulatus +</p> <p>Juncus maritimus +</p> <p>Potentilla anserina +</p> <p>Pulicaria dysenterica +</p> <p>Centaurium littorale r</p> <p>Lotus tenuis r</p>	
<p>Probefläche DSL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 25</p> <p>Datenbank-Nr 337076</p> <p>Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese)</p> <p>Agrostis stolonifera 2b</p> <p>Schoenoplectus pungens 2a</p> <p>Carex distans 1x</p> <p>Centaurium littorale 1x</p> <p>Phragmites australis 1x</p> <p>Aster tripolium subsp. pannonicus +</p> <p>Juncus articulatus +</p> <p>Juncus gerardii +</p> <p>Juncus maritimus +</p> <p>Potentilla anserina +</p> <p>Pulicaria dysenterica +</p> <p>Samolus valerandi +</p> <p>Daucus carota r</p> <p>Lotus tenuis r</p> <p>Lycopus europaeus r</p> <p>Scorzonera parviflora r</p>	
<p>Probefläche DSL C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 11</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 90</p> <p>Datenbank-Nr 337075</p> <p>? (Subhalophiler Rohrschwengel-Rasen)</p>	

<i>Festuca arundinacea</i>	3x	
<i>Dactylis glomerata</i>	2b	
<i>Galium verum</i>	2a	
<i>Carex flacca</i>	1x	
<i>Cynodon dactylon</i>	1x	
<i>Lotus maritimus</i>	1x	
<i>Ononis spinosa</i>	1x	
<i>Phragmites australis</i>	1x	
<i>Pulicaria dysenterica</i>	1x	
<i>Achillea cf. collina</i>	+	
<i>Carex distans</i>	+	
<i>Carex otrubae</i>	+	
<i>Leontodon saxatilis</i>	+	
<i>Lycopus europaeus</i>	+	
<i>Plantago lanceolata</i>	+	
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	+	
<i>Plantago maritima</i>	r	
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	r	
<i>Juncus articulatus</i>	r	
<i>Potentilla anserina</i>	r	
<i>Rosa canina</i> s.lat.	r	
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	r	

Tab. 67: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) am Darscho (DSL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	DSL A	DSL B	DSL C
Östliche Länge	16,84442	16,84447	16,84462
Nördliche Breite	47,77249	47,77253	47,77257
1993LF	2819	2661	1597
2019LF	885	1344	926
2019-1993LF	-1935	-1317	-671
DiffLF%	-69	-50	-42
1993pH	9,4	9,4	8,7
2019pH	8,4	8,6	7,9
2019-1993pH	-1,0	-0,8	-0,7
DiffpH%	-11	-9	-9
1993VD	1	47	100
2019VD	33	40	100
2019-1993VD	32	-7	0
DiffVD%	97	-14	0
1993VH	1	27	60
2019VH	8	20	42
2019-1993VH	8	-7	-18
DiffVH%	92	-25	-31
1993WG	5	8	9
2019WG	11	13	18
2019-1993WG	6	5	9
DiffWG%	52	39	48

Tab. 68: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Darscho (DSL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

	Hab_Cat	G	Sum	1993_DSL_A	2019_DSL_A	1993_DSL_B	2019_DSL_B	1993_DSL_C	2019_DSL_C
Araneae									
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		48		7	15	5	19	2
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		35	5	18	9	3		
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		32	2		21		9	
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		21	3	2	13	3		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		20	1	3	5	1	5	5
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		7			7			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		1					1	
<i>Bathypantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	A		1			1			
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1			1			
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		40					39	1
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		4	1				3	
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		3					1	2
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		2					2	
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		1				1		
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1					1	
<i>Clubiona neglecta</i> O. Pickard-Cambridge, 1862	Gd		1					1	
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		1				1		
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gd		1					1	
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878	Gd		1					1	
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		9					4	5
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		9			2		7	
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gm		6	1		4		1	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		2				1	1	
<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)	Gm		1					1	
<i>Palliduphantes pillichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Syedra gracilis</i> (Menge, 1869)	Gm		1					1	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		62	15	14	17	15		1
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	12	1	3	5	1	2	
<i>Dactylopiastes digiticeps</i> (Simon, 1881)	Gs	1	7		4	1	2		
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	5	2	1	1	1		
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronstedt, 1997)	Gs	1	3			2	1		
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		2			1		1	
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	Gs	1	1				1		
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		217		58	56	74	7	22
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		111	9	21	41	15	8	17
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		27	2		3		20	2
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		24		4	10	5	3	2
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		4	1		2			1
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		3			1		1	1
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		2	2					
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gw		2	1	1				
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket & Millidge, 1953	Gw		1	1					
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		4					4	
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	W		2						2
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	W		1					1	
<i>Oedothorax agrestis</i> (Blackwall, 1853)	W		1				1		
<i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802)	W		1					1	
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	W		1					1	
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	W		1					1	
	Ind		47	136	218	131	149	63	
	Art		15	12	22	17	31	13	

A	4	4	8	4	4	2
Gd	1	0	0	2	8	2
Gm	7	1	0	2	1	7
Gs	7	3	4	6	6	2
Gw	6	4	6	3	5	6
W	7	0	0	1	5	1

Tab. 69: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen am Darscho (DSL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_DSL_A	2019_DSL_A	1993_DSL_B	2019_DSL_B	1993_DSL_C	2019_DSL_C
<i>Amara bifrons</i>	A		5					5	
<i>Bembidion lampros</i>	A		2						2
<i>Bembidion properans</i>	A		12			10	1	1	
<i>Calathus fuscipes</i>	A		16					14	2
<i>Harpalus affinis</i>	A		1			1			
<i>Harpalus rufipes</i>	A		3		2		1		
<i>Pterostichus melanarius</i>	A		4					4	
<i>Trechus quadristriatus</i>	A		1					1	
<i>Zabrus tenebrioides</i>	A		4					4	
<i>Harpalus flavicornis</i>	Gd	1	1				1		
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		4						4
<i>Licinus depressus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes maurus</i>	Gd		1					1	
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		3				1	2	
<i>Ophonus puncticeps</i>	Gd		2					2	
<i>Clivina fossor</i>	Gm		1					1	
<i>Harpalus latus</i>	Gm		2					2	
<i>Acupalpus elegans</i>	Gs	1	13		6	6	1		
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	2			1	1		
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	13		5	1	7		
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	3		1		2		
<i>Dyschirius chalceus</i>	Gs	1	1		1				
<i>Dyschirius pusillus</i>	Gs	1	28	1	24		3		
<i>Dyschirius salinus</i>	Gs	1	12	1	5	4	1		1
<i>Dyschirius strumosus</i>	Gs	1	3		2				1
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	3	1	2				
<i>Pogonus peisonis</i>	Gs	1	6	1	1	4			
<i>Acupalpus maculatus</i>	Gw		1		1				
<i>Agonum marginatum</i>	Gw	1	1				1		
<i>Bembidion femoratum</i>	Gw		1	1					
<i>Chlaenius festivus</i>	Gw	1	8				8		
<i>Chlaenius nigricornis</i>	Gw		6	1	1		4		
<i>Chlaenius vestitus</i>	Gw		16		9	1	6		
<i>Elaphrus uliginosus</i>	Gw	1	1			1			
<i>Omophron limbatum</i>	Gw	1	728	4	177	8	538	1	
<i>Carabus cancellatus</i>	W		9						9
Ind			10	237	37	576	38	20	
Art			7	14	10	15	12	7	
A			0	2	11	2	29	4	
Gd			0	0	0	2	5	5	
Gm			0	0	0	0	3	0	

Gs	4	47	16	15	0	2
Gw	6	188	10	557	1	0
W	0	0	0	0	0	9

Zustand

Der Darscho war ursprünglich Teil eines größeren Wasserkörpers, der sich Richtung Südosten erstreckte und ein großes Feuchtgebiet bildete, dessen Reste sich heute nur noch im Fragment des Xixsee wiederfinden lassen. Der Darscho (ung. por-só Staub-Salz) ist laut Krachler et al. (2012) eine nur bedingt astatische Weißlacke, da die Wassersäule von einer mächtigen Schlammschicht vor Wasseraustausch mit dem Untergrund geschützt ist, sodass Infiltration von Grundwasser bei entsprechend hohen Pegelständen und Versickern von Lackenwasser bei niedrigen Pegelständen nur an den Lackenrändern möglich ist. Der Darscho ist nicht Teil des Nationalparks Neusiedlersee - Seewinkel und besitzt auch sonst keinen besonderen Schutzstatus. Er dient ausschließlich touristischen und fischereiwirtschaftlichen Zwecken. Durch den für die Fischzucht eingerichteten Pumpbetrieb wird der Darscho permanent mit Grundwasser dotiert. Der Westteil des Darscho wird inzwischen vollständig von einem dichten Schilfbestand bedeckt, das immer weiter in den Freiwasserbereich vordringt.

Vegetation

Der untersuchte Uferabschnitt am Darscho ist relativ schmal im Vergleich zu anderen Lacken. Im Jahre 2019 konnten in den drei Zonen folgende Pflanzengesellschaften identifiziert werden: in Zone A eine Bolboschoenion maritimi-Gesellschaft (Stechteichbinsen-Flur), in Zone B ein Taraxaco bessarabici-Caricetum distantis (Subhalophile Feuchtwiese) und in Zone C, bei der es sich um eine Straßenböschung handelt, wahrscheinlich um einen Subhalophilen Rohrschwengel-Rasen. Während die Vegetation des Jahres 2019 in Zone B und C sehr ähnlich war zu jener von 1993, hat es in der Untersuchungsfläche des Jahres 2019 gegenüber 1993 eine deutliche Veränderung gegeben: Statt des 1993 ausgebildeten Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur) war 2019 an derselben Fläche eine Stechteichbinsen-Flur ausgebildet.

Umweltparameter

Im Jahre 1993 zeigten die Messungen der Leitfähigkeit bereits niedrige Salzgehaltswerte an: in Zone A 2819 μS und in Zone B 2661 μS . Obwohl der Darscho permanent Wasser führend ist, hatten sich die Werte der Leitfähigkeit im Jahre 2019 gegenüber 1993, in Zone A um zwei Drittel verringert und in Zone B halbiert. In Zone C betrug der Rückgang 42%. Auch beim pH-Wert zeigten sich deutlich Verluste. In Zone A und B sank die Alkalität unter 9; in Zone A von 9,4 auf 8,4 und in Zone B von 9,4 auf 8,6. In Zone C sank der pH-Wert von 8,7 auf 7,9. Der Rückgang des Salzgehaltes und des pH-Werts. Der Wandel in der Pflanzengesellschaft in Zone A spiegelt sich auch in einer Zunahme der

Vegetationsdeckung von 1% im Jahre 1993 auf 33% im Jahre 2019 wieder. Keine auffälligen Veränderungen zeigten sich hingegen in der Vegetationsdeckung der Zone B und Zone C. Hingegen wurden wie bei der Westlichen Wörthenlacke auch am Darscho im Jahre 2019 gegenüber 1993 in allen drei Zonen ein höherer durchschnittlicher Wassergehalt gemessen, was auch auf die permanente Wasserführung des Darscho zurückzuführen ist, denn aufgrund der höheren Durchfeuchtung des Bodens kann Niederschlagswasser nicht so rasch versickern wie in trockeneren Böden.

Spinnen

Von den 9 Nässezeigern in den Zonen A und B des Jahres 1993 sind 2019 noch 7 nachweisbar. Dabei fällt vor allem das Vordringen der dominanten Wolfspinne *Pardosa proxima* in Zone A auf, noch dazu mit einer beträchtlichen Individuenzahl von 58 Tieren; aber auch in Zone B hat diese Art von 1993 auf 2019 ihre Zahl deutlich von 56 auf 74 gesteigert; auch die zweite dominante Nässezeigerin unter den Spinnenarten des Darscho, *Arctosa leopardus* ist nicht nur nach wie vor in allen drei Zonen vorhanden, sondern hatte 2019 gegenüber 1993 in Zone A und C sogar deutlich höhere Individuenzahlen aufzuweisen. Ähnliches gilt für die Sumpfsart *Pirata latitans*. Es verwundert daher auch nicht, dass aufgrund der guten Feuchtigkeitsverhältnisse mit Ausnahme von *Zelotes mundus*, die 1993 aber auch nur mit einem Individuum auftrat, alle Salzzeiger des Jahres 1993 in den Zonen A und B auch 2019 festgestellt werden konnten, noch dazu mit ähnlichen Zahlenwerten. Das Vorhandensein der Salzzeiger lässt darauf schließen, dass auch am Darscho, wie bei anderen Lacken es vermutlich im Frühjahr zu einer Salzanreicherung kommt. Auch in anderen Habitataffinitätsgruppen scheint das Artenspektrum der Jahre 1993 und 2019 in den Zonen A und B sehr ähnlich zu sein. Lediglich in der Straßenböschung in Zone C ist es eine Verschiebung im Artenspektrum erkennbar; vermutlich aufgrund der feuchteren Verhältnisse im Jahre 2019 nahm hier die Zahl der xerothermophilen Arten von 8 auf 2 ab und die Zahl der mesophilen Arten nahm von 1 auf 7 zu; wegen des Rückgangs im Salzgehalt und im pH-Wert sank zudem die Zahl der Salzzeiger von 6 auf 2; und auch die Zahl der Wald- und Waldrandarten, die Verbuschungstendenzen indizieren, sank von 5 auf 1, was ein Hinweis darauf ist, dass die Straßenböschung zumindest im oberen Bereich regelmäßig gemäht wird.

Laufkäfer

Die Ufer der Darscholacke präsentierte sich 2019 sehr arten- und individuenreich. Der Laufkäfer *Omophron limbatum* füllte mit 723 Individuen die Fallen. Auch sonst waren die Uferzonen reich an Feuchtgebietsarten. Innerhalb der Salzuferarten fiel die hohe Fangzahl von *Dyschirius pusillus* auf. Von den Salzkäfern, die 1993 festgestellt werden konnte, waren alle Arten auch 2019 präsent; *Cicindela littoralis nemoralis*, *Dyschirius chaldeus* und *Dyschirius strumosus* traten neu hinzu. Die Darscholacke illustriert deutlich, wie sich eine verlängerte Wasserführungsperiode auf die Uferfauna der Salzkäfer und Feuchtgebietsarten auswirkt. Die Fangzahlen am Darscho sind so hoch, dass die allgemeinen Einbußen an den anderen Lacken dadurch in Summe teilweise kompensiert und kaschiert

werden. Die Lacke illustriert, welches große faunistische und zöologische Potential eine natürlichere längere Wasserführung der Lacken haben würde.

Gefährdung und Maßnahmen

Laut Krachler et al. (2012) geht die Geschichte der wasserbaulichen Eingriffe in den Darscho zurück bis in die 1920er Jahre: Der vermutlich älteste Graben (A) beginnt am Ostufer des Darscho und wurde auf seiner gesamten Länge von 560 m durch den Geländerücken parallel zum Uferverlauf gelegt und mündet in den Darscho-Xixseegraben (C). Ein zweiter ca. 580 m langer Graben (B) mündet direkt im Xixsee (Lacke Nr. 21). Mit der Errichtung des asphaltierten, aufgedämmten Güterwegs nach Frauenkirchen wurden diese beiden Gräben geschlossen. Stattdessen wurde in den 1950er Jahren der nur 200 m lange, jedoch viel tiefer abgesenkte Darscho-Xixseegraben (C) angelegt. Dank dreier Dotationsbrunnen führt der massiv entwässerte Darscho jedoch auch in den trockensten Jahren durchgehend Wasser. Vom unberührten Darscho vor der Wasserstandsregulierung liegen keine Referenzdaten vor. Man kann aber davon ausgehen, dass die natürliche Salinität ursprünglich wesentlich höher war als heute.

Der Darscho leidet heute, wie alle Lacken des zentralen Seewinkels, nämlich unter dem großflächig um bis zu 1 m abgesenkten Grundwasserspiegel. Eingriffe in den Grundwasserhaushalt sind mit Sicherheit in erster Linie auf Feldbewässerungsanlagen zurückzuführen, auch wenn man die genauen Mengen nicht kennt. Des Weiteren reichen die Grundwasserabsenktrichter der in den in den Gemeinden Apetlon und Illmitz errichteten Absenkbrunnen bis ins Gebiet des Darscho. Unter den Entwässerungsgräben sind vor allem der hoch aktive Pfarrergraben, der in nur 800 m Entfernung ganzjährig das Grundwasser anzapft und natürlich der der Hauptkanal, der ebenfalls ganzjährig Grundwasser aus dem 800 m südlich des Darscho liegenden Xixseebeckens abzieht, zu nennen. Um den Darscho, der jahrelang durch Pumpbetrieb und Fischzucht gestört ist, als Sodalacke einigermaßen wiederherstellen zu können, schlagen Krachler et al. (2012) eine Reihe von Maßnahmen vor, darunter (i) den niveaugleichen Rückstau am Hauptkanal zur Stabilisierung der Langen Lacke und der Revitalisierung des Xixsees, der sich auch auf die Wasserführung des Darscho stabilisierend auswirken müsste, (ii) die Verfüllung des gesamten Heidlacken-Hottergruben-Darscho-Zubringergrabens zum Xixsee, (iii) das Schließen des Pfarrergrabens in Illmitz, zumindest innerhalb des Pfarrsees, wobei zum Schutz der Pfarrwiesensiedlung entsprechende bauliche Maßnahmen gesetzt werden müssten, (iv) Drosselung der Grundwasserentnahmen zur Bewässerung der landwirtschaftlichen Kulturen durch Umstellung auf wassersparende innovative Bewässerungsmethoden, Beschränkung der Bewässerung auf die weniger verdunstungsintensiven Nachtstunden, Umstieg auf bezüglich Wasserverbrauch weniger anspruchsvolle Ackerfrüchte.



Abb. 39: Grabenzug von 1,5 km Länge, der von der Haidlacke (Nr. 58) über die Hottergrube (Nr. 80), den Darscho (Nr. 22) zum Xixsee (Nr. 21) führt (aus Krachler et al. 2012); 14 = Lange Lacke, 25 = Neubruchlacke, 26 = Fuchslochlacke (hier Westliche Fuchslochlacke), 82 = Lacke östlich Darscho.

Martinhoflacke

Nr.	Lackename in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackename in NP-Verzeichnis (März 2020)
18.	Martinhoflacke	MHL	13 / 16*	Martinhoflacke

Pol. Gemeinde Apetlon, Lackenwanne: 6,9 ha, Lackenwannen-Umfang: 1000 m



Abb. 40: MHL 12, **Martinhoflacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 41: MHL 12, **Martinhoflacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 16/1); 12 = Moschatolacke, 13 = Krainerlacke.

Tab. 70: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Martinhoflacke (MHL): MHL A, MHL B und MHL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche MHL A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 15 Datenbank-Nr 337080</p> <p>Crypsietum aculeatae (Dorngras-Flur) [Bolboschoenus vertrocknet]</p> <p>Bolboschoenus maritimus 2a Crypsis aculeata 1x Aster tripolium subsp. pannonicus + Agrostis stolonifera r Chenopodium glaucum r</p>	
<p>Probefläche MHL B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 20 Gesamtdeckung Krautschicht 40 Datenbank-Nr 337079</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x Inula britannica 2a Aster tripolium subsp. pannonicus 1x Eleocharis uniglumis + Lotus tenuis + Bolboschoenus maritimus r</p>	
<p>Probefläche MHL C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 90 Datenbank-Nr 337078</p> <p>Centaureo pannonicarum-Festucetum pseudovinae (Subhalophile Salzschwengel- Steppe)</p> <p>Festuca rupicola 3x Arrhenatherum elatius 2a Dactylis glomerata 2a Elymus repens 2a Galium verum 2a Salvia nemorosa 2a Carex praecox 1x Festuca pseudovina 1x Poa angustifolia 1x Trifolium campestre 1x Achillea cf. collina + Bromus hordeaceus + Centaurea jacea subsp. angustifolia +</p>	

Cynodon dactylon	+	
Lathyrus tuberosus	+	
Plantago maritima	r	
Allium sp.	r	
Avenula pubescens	r	
Carex stenophylla	r	
Silene latifolia subsp. alba	r	
Thesium ramosum	r	
Vicia hirsuta	r	

Tab. 71: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Martinhoflacke (MHL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	MHL A	MHL B	MHL C
Östliche Länge	16,85687	16,85667	16,85635
Nördliche Breite	47,75065	47,75060	47,75044
1993LF	3400	2394	1622
2019LF	454	448	539
2019-1993LF	-2946	-1946	-1084
DiffLF%	-87	-81	-67
1993pH	10,4	10,2	8,4
2019pH	9,9	8,9	7,4
2019-1993pH	-0,5	-1,3	-1,0
DiffpH%	-5	-13	-12
1993VD	4	7	88
2019VD	13	43	100
2019-1993VD	10	37	12
DiffVD%	73	85	12
1993VH	5	13	18
2019VH	12	13	42
2019-1993VH	7	0	23
DiffVH%	60	0	56
1993WG	16	7	11
2019WG	7	9	15
2019-1993WG	-9	2	4
DiffWG%	-56	26	26

Tab. 72: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Martinhoflacke (MHL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_MHL_A	2019_MHL_A	1993_MHL_B	2019_MHL_B	1993_MHL_C	2019_MHL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		153	40	4	48	2	58	1
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		25	20		5			
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		14	4	1	3	2	3	1
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		4	3		1			
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		2					1	1
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1					1	
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	A		1					1	
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		14	1				8	5
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	Gd		11						11
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		8				1		7
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		4					1	3
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	Gd		2						2
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2					1	1
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	Gd		2						2
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		2				1	1	
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1						1
<i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770)	Gd	1	1				1		
<i>Micaria albobittata</i> (Lucas, 1846)	Gd	1	1					1	
<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875)	Gd	1	1				1		
<i>Spiracme striatipes</i> (L. Koch, 1870)	Gd	1	1					1	
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		4			1		3	
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	Gm		4			1		3	
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		2					1	1
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		2				1		1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gm		1						1
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	Gm		1					1	
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	26	23	1	2			
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		13		1	6	1	5	
<i>Prinerigone vagans</i> (Audouin, 1826)	Gs		4	2		2			
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	Gs		2			2			
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	Gs	1	1	1					
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	1			1			
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	Gw		9	3		5	1		
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		5	3		2			
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		5	3		1		1	
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		1	1					
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		1						1
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	Gw		1				1		
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		1	1					
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	W		1						1
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		1						1
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	W		1						1
			Ind	105	7	80	12	91	42
			Art	13	4	14	10	17	18
			A	4	2	4	2	5	3
			Gd	1	0	0	4	6	8
			Gm	0	0	2	1	4	3
			Gs	3	2	5	1	1	0
			Gw	5	0	3	2	1	1
			W	0	0	0	0	0	3

Tab. 73: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Martinhoflacke (MHL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_MHL_A	2019_MHL_A	1993_MHL_B	2019_MHL_B	1993_MHL_C	2019_MHL_C
<i>Brachinus elegans</i>	A		1					1	
<i>Calathus fuscipes</i>	A		2					2	
<i>Harpalus affinis</i>	A		7	1		3		3	
<i>Harpalus rufipes</i>	A		2			1		1	
<i>Poecilus cupreus</i>	A		4	2	1	1			
<i>Pterostichus melanarius</i>	A		1			1			
<i>Harpalus flavicornis</i>	Gd	1	1						1
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		1					1	
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Gd	1	1						1
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd		1					1	
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		8				3	5	
<i>Amblystomus niger</i>	Gs	1	2			1		1	
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	11	7		3		1	
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	1	1					
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i>	Gs	1	11		11				
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	3				1		2
<i>Poecilus puncticollis</i>	Gs	1	1	1					
<i>Pogonus luridipennis</i>	Gs	1	2	1	1				
<i>Bembidion femoratum</i>	Gw		1	1					
<i>Bembidion lunulatum</i>	Gw		1				1		
<i>Bembidion varium</i>	Gw	1	2	2					
<i>Pterostichus chameleon</i>	Gw	1	1					1	
<i>Tachys bistriatus</i>	Gw		2			2			
Ind			16	13	12	5	17	4	
Art			8	3	7	3	10	3	
A			3	1	6	0	7	0	
Gd			0	0	0	3	7	2	
Gm			0	0	0	0	0	0	
Gs			10	12	4	1	2	2	
Gw			3	0	2	1	1	0	
W			0	0	0	0	0	0	

Zustand

Die Martinhoflacke war bereits 1872/73 eine eigenständige Sodalacke, die damals allerdings noch mit der nördlich benachbarten Krainerlacke (Nr. 13) ein zusammenhängendes Feuchtgebiet bildete.

Laut Krachler et al. (2012) wies sie seit jeher nicht nur einen hohen Salzgehalt auf, sondern auch einen extrem hohen Anteil an anorganischer Trübe auf. Aufgrund des sinkenden Grundwasserspiegels im zentralen Seewinkel ist die Martinhoflacke spätestens seit 1957 eine ausschließlich von Niederschlag gespeiste Lacke ohne jeglichen Grundwasserbeitrag. Daraus wiederum resultieren mittelfristig Entsalzungsprozesse, die an den höher liegenden Rändern einsetzen und sich gegen das Lackenzentrum ausbreiten. Weil die Mulde der Martinhoflacke um 20 cm tiefer eingesenkt ist als jene der nördlichen Schwesterlacke, der Krainerlacke (Nr. 13) (Krachler et al. 2012), ist ihr Abstand zum

Grundwasserspiegel um 20 cm geringer, und dies könnte erklären, warum trotz der geringen räumlichen Entfernung die Krainerlacke total verlandet ist, während die Martinhoflacke aktuell noch eine freie Wasserfläche besitzt.

Vegetation

Im untersuchten Uferabschnitt konnten im Jahre 2019 folgende Pflanzengesellschaften identifiziert werden: in Zone A war ein *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur) ausgebildet, in Zone B eine *Juncion gerardii*-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) und in Zone C ein *Centaureo pannonicae-Festucetum pseudovinae* (Subhalophile Salzschwingel-Steppe). Das *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur) in der Untersuchungsfläche der Zone A war bereits 1993 vorhanden. In Zone B war 1993 eine Zone mit *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) ausgebildet, die allerdings damals schon stark von *Bolboschoenus-Röhricht* und auch von *Agrostis stolonifera* (Straußgras) durchsetzt war. Der heutige Subhalophile Straußgras-Rasen in Zone B ist wohl die Folge einer Sukzession, dessen vorläufiger Zustand als Straußgras-Rasen die einstige Zickgras-Flur ersetzt hat. In Zone C kann man aufgrund der Pflanzenarten in der Aufnahme von 1993 darauf schließen, dass die Subhalophile Salzschwingel-Steppe (Verband *Juncion gerardii*) damals feuchter und salziger war als 2019.

Umweltparameter

Ähnlich wie bei der westlichen Wörthenlacke oder dem Darscho waren auch an der Martinhoflacke noch zumindest schwache Leitfähigkeitswerte von 3400 μS in Zone A und 2394 μS in Zone B nachweisbar. Im Jahre 2019 war während der sommerlichen Austrocknungsperiode mit gemessenen 454 μS und 448 mS nachweislich kein Salz mehr im Oberboden vorhanden. Der „höchste“ Wert wurde in Zone C mit durchschnittlich 539 μS gemessen, ein Wert der 2019 allerdings um 67% geringer war als 1993. Überraschenderweise sank zumindest der pH-Wert in Zone A 2019 (9,9) kaum gegenüber 1993 (10,4) und kann nach wie vor als stark alkalisch bezeichnet werden. In Zone B sank der Wert allerdings unter 9 und in Zone C auf ein neutrales Niveau. In Zone B steht der Rückgang der Alkalität vermutlich auch in Zusammenhang mit der in dieser Zone ablaufenden Sukzession, d.h. mit dem Wechsel von einer Zickgras-Flur zu einem Straußgras-Rasen. Betrachtet man die Unterschiede im Wassergehalt, so stellt man wie bei vielen anderen Lacken fest, dass dieser im Jahre 2019 gegenüber 1993 in Zone A abgenommen, in Zone B und C hingegen zugenommen hat.

Spinnen

In Zone A sind alle 5 Nässezeiger des Jahres 1993 vollständig verschwunden. In Zone B waren 2019 noch 2 der 3 Nässezeiger vorhanden. Bei den Salzzeigern wurden, wenn man Zone A und B gemeinsam betrachtet nur noch 2 von 6 Arten mit gerade mal 3 Individuen gefunden. Am dramatischsten zeigt sich der Verlust in der 1993 noch dominanten Wolfsspinne *Pardosa cribrata* von 25 Individuen im Jahre 1993 auf 1 im Jahre 2019. Erhebliche Rückgänge in den Individuenzahlen sind

in allen Zonen und Habitataffinitätsgruppen festzustellen, am deutlichsten sichtbar bei der ansonsten dominanten Acker/Störungsart *Pardosa agrestis*, die 2019 so wie 1993 in allen Zonen aufgetreten ist, aber deren Individuenzahl in Zone A von 40 auf 4, in Zone B von 48 auf 2 und in Zone C von 58 auf 1 gesunken ist. Ein arachnologischer Lichtblick ist hingegen der erstmalige Nachweis der Südrussischen Tarantel (*Lycosa singoriensis*) in Zone B im Jahre 2019.

Laufkäfer

Wie bei vielen anderen Lacken waren in den inneren Zonen A und B nur der Sandlaufkäfer *Cicindela littoralis nemoralis* und der kleine Laufkäfer *Microlestes corticalis* im Jahr 2019 häufiger als 1993. Alle anderen salzgebundenen Laufkäfer fehlten im Jahr 2019. *Pogonus luridipennis* konnte jeweils 1993 und 2019 in einem Individuum nachgewiesen werden. Die C-Zone war wie bei vielen anderen Lacken durch eine Verarmung an Laufkäfer-Individuen und -Arten gekennzeichnet.

Gefährdung und Maßnahmen

Aufgrund der stark eingeschränkten freien Wasserfläche und der damit verknüpften reduzierten Wasserführung ist von einer bedeutenden Abnahme der Gesamtsalzfracht auszugehen. Wesentliche Gefährdungsfaktoren sind (i) eine starke Absenkung des Grundwasserspiegels im Grundwasser-Abströmbereich durch den nur 600 m entfernten Hauptkanal im Westen und den Götschlackenkanal, (ii) die massive Reduktion der Wasserführung der Langen Lacke im Grundwasser-Anströmbereich, (iii) fortschreitende Ausbreitung des Schilf-Vegetationsgürtels und (iv) die einsetzende Verbuschung, insbesondere durch Ölweiden. Krachler et al. (2012) schlagen daher eine Reihe von Maßnahmen vor um den negativen Entwicklungen entgegenzusteuern, darunter (i) Mahd der Lackenränder zumindest in trockenen Jahren und Rodung der Ölweiden-Bestände, (ii) Intensivierung der Beweidung durch die Rinderherde der Langen Lacke, (iii) Niveaugleicher Rückstau des Hauptkanals ab dem Pumpwerk Apetlon bis Wehr 36, Niveaugleicher Rückstau des Zweierkanals von der Kläranlage des AWW Seewinkel (Kreuzung des Zweierkanals mit der Apetlon – Pamhagener Straße) bis zum Pumpwerk Apetlon, Totalverfüllung des Götschlackenkanals mit Salztön und vor allem die Hydrologische Sanierung der Langen Lacke (Lacke Nr. 14), der bekanntesten und bedeutendsten Lacke im Seewinkel.

Moschatolacke

Nr.	Lackenname in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackenname in NP-Verzeichnis (März 2020)
19.	Moschadolacke	MSL	12	Moschatolacke

Pol. Gemeinde: Apetlon, Lackenwanne: 13,8 ha, Lackenwannen-Umfang: 1380 m, Baggerbecken: 0,6 ha



Abb. 42: MSL 12, Moschadolacke = **Moschatolacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.

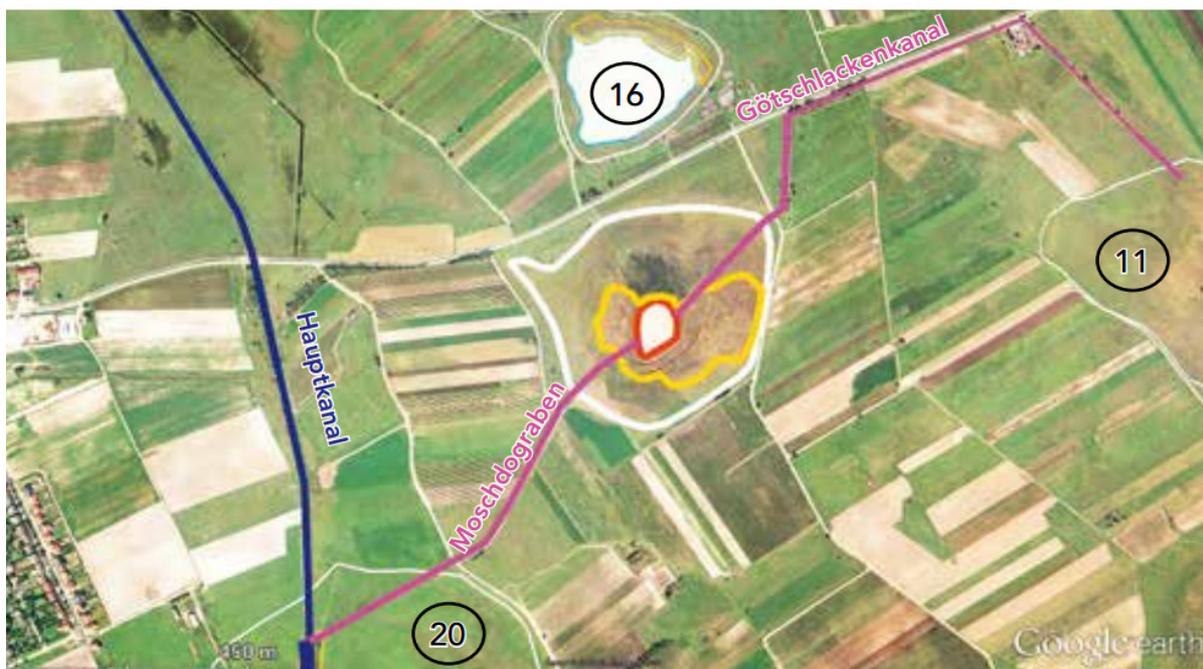


Abb. 43: MSL 12, Moschadolacke = **Moschatolacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 12/1)

Tab. 74: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Moschatolacke (MSL): MSL A, MSL B und MSL C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche MSL A Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 80 Datenbank-Nr 337083</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 4x Aster tripolium subsp. pannonicus 2b Phragmites australis 1x Puccinellia peisonis + Dactylis glomerata r Elymus repens r</p>	
<p>Probefläche MSL B Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 70 Datenbank-Nr 337082</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 4x Aster tripolium subsp. pannonicus 2a Atriplex prostrata 1x Puccinellia peisonis 1x Bolboschoenus maritimus + Carex distans + Cuscuta sp. +</p>	
<p>Probefläche MSL C Aufnahmefläche in m2 25 Gesamtdeckung Krautschicht 75 Datenbank-Nr 337081</p> <p>Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur)</p> <p>Puccinellia peisonis 3x Aster tripolium subsp. pannonicus 2b Agrostis stolonifera 2a Juncus gerardii 1x Cuscuta sp. + Lepidium cartilagineum + Triglochin maritimum +</p>	

Tab. 75: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Moschatolacke (MSL) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	MSL A	MSL B	MSL C
Östliche Länge	16,85769	16,85760	16,85742
Nördliche Breite	47,74851	47,74871	47,74900
1993LF	1308	2000	4014
2019LF	696	1076	985
2019-1993LF	-612	-924	-3029
DiffLF%	-47	-46	-75
1993pH	9,7	8,8	9,5
2019pH	8,0	8,0	8,1
2019-1993pH	-1,7	-0,8	-1,4
DiffpH%	-18	-9	-14
1993VD	63	77	85
2019VD	92	85	93
2019-1993VD	28	8	8
DiffVD%	31	10	9
1993VH	67	18	22
2019VH	10	15	19
2019-1993VH	-56	-3	-2
DiffVH%	-85	-15	-11
1993WG	13	15	16
2019WG	20	23	22
2019-1993WG	7	8	6
DiffWG%	36	33	26

Tab. 76: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Moschatolacke (MSL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_MSL_A	2019_MSL_A	1993_MSL_B	2019_MSL_B	1993_MSL_C	2019_MSL_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		541	110	4	170	25	213	19
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		15	3	1	5	3	2	1
<i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833	A		9	9					
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		5	1	1	1	1		1
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	A		5	5					
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	A		4			2		2	
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		2	2					
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1		1				
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		18		2		15		1
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	Gd		11			2	5	2	2
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		8				3	1	4
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		8		2		2	2	2
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	Gd		4			2		1	1
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2			1			1
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		1						1
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		1					1	
<i>Psammitis ninnii</i> (Thorell, 1872)	Gd		1		1				
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	1						1

Zelotes electus (C. L. Koch, 1839)	Gd	1					1
Zora parallela Simon, 1878	Gd	1			1		
Ozyptila simplex (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm	21	1	3	1	15	1
Haplodrassus signifer (C. L. Koch, 1839)	Gm	7	1	1	2	1	2
Pardosa palustris (Linnaeus, 1758)	Gm	3		3			
Alopecosa pulverulenta (Clerck, 1757)	Gm	1					1
Xysticus cristatus (Clerck, 1757)	Gm	1				1	
Xysticus kochi Thorell, 1872	Gm	1				1	
Zelotes mundus (Kulczyński, 1897)	Gs	46	16	17	1	12	
Argenna patula (Simon, 1874)	Gs	1	5	4	1		
Enoplognatha mordax (Thorell, 1875)	Gs	2	1	1			
Attulus inexpectus (Logunov & Kronstedt, 1997)	Gs	1	1				1
Pardosa cribrata Simon, 1876	Gs	1	1	1			
Thanatus striatus C. L. Koch, 1845	Gs	1	1				
Arctosa leopardus (Sundevall, 1833)	Gw	89	53	3	3	21	9
Pardosa prativaga (L. Koch, 1870)	Gw	21	17	4			
Pirata piraticus (Clerck, 1757)	Gw	7	6	1			
Drassyllus lutetianus (L. Koch, 1866)	Gw	6	4	1		1	
Haplodrassus minor (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw	2		1			1
Pardosa proxima (C. L. Koch, 1847)	Gw	2	1		1		
Ceratinella brevipipes (Westring, 1851)	Gw	1		1			
Hyposinga heri (Hahn, 1831)	Gw	1				1	
Hyposinga pygmaea (Sundevall, 1831)	Gw	1		1			
Pachygnatha clercki Sundevall, 1823	Gw	1	1				
Piratula latitans (Blackwall, 1841)	Gw	1		1			
Liocranoeca striata (Kulczyński, 1882)	W	1				1	
Neoscona adianta (Walckenaer, 1802)	W	1			1		
Phrurolithus festivus (C. L. Koch, 1835)	W	1			1		
	Ind	236	15	223	83	257	50
	Art	18	8	22	15	16	18
	A	6	4	4	3	3	3
	Gd	0	3	3	5	5	9
	Gm	2	0	3	2	4	3
	Gs	4	0	4	1	1	1
	Gw	6	1	8	2	2	2
	W	0	0	0	2	1	0

Tab. 77: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Moschatolacke (MSL) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_MSL_A	2019_MSL_A	1993_MSL_B	2019_MSL_B	1993_MSL_C	2019_MSL_C
Amara aenea	A		1					1	
Bembidion properans	A		16	2		13	1		
Brachinus elegans	A		5				2	3	
Brachinus explodens	A		1				1		
Cylindera germanica	A		1						1
Harpalus affinis	A		7				4	3	
Harpalus distinguendus	A		2		1				1
Harpalus rufipes	A		8		2	1	1		4
Poecilus cupreus	A		15	10		1	3	1	
Trechus quadristriatus	A		1	1					

Amara tibialis	Gd	5	3	1	1	
Harpalus pumilus	Gd	2		1	1	
Harpalus subcylindricus	Gd	1			1	
Microlestes fissuralis	Gd	1	1			
Microlestes minutulus	Gd	33	13	8	9	2
Amara plebeja	Gm	3	2			1
Clivina fossor	Gm	1	1			
Harpalus cupreus	Gm	1			1	
Harpalus luteicornis	Gm	1				1
Pterostichus vernalis	Gm	1				1
Amara strandi	Gs	17	1		2	3
Amblystomus niger	Gs	3	3			
Bembidion minimum	Gs	11	5		6	
Dyschirius strumosus	Gs	2	2			
Poecilus puncticollis	Gs	12	12			
Pterostichus macer	Gs	79		1	1	2
Pterostichus taksonyis	Gs	1			1	
Acupalpus maculatus	Gw	1			1	
Agonum duftschmidi	Gw	1			1	
Anisodactylus binotatus	Gw	1				1
Badister lacertosus	Gw	6	6			
Oodes helopioides	Gw	1	1			
Syntomus obscuroguttatus	Gw	1	1			
Tachys bistriatus	Gw	2	2			
	Ind	65	13	37	23	98
	Art	16	5	11	13	10
	A	13	3	15	12	8
	Gd	16	9	11	3	2
	Gm	3	0	0	1	2
	Gs	23	1	10	5	86
	Gw	10	0	1	2	0
	W	0	0	0	0	0

Zustand

Diese ehemals teils ganzjährig Wasser führende weiße Sodalacke ist heute als solche nicht mehr erkennbar; augenscheinlich handelt es sich um eine Wiese, mit einem ausgedehnten Schilfbestand im Zentralbereich, innerhalb dessen ein annähernd rundes Becken ausgebagert wurde, das der herbstlichen Jagd auf durchziehende Wasservögel dient. Die Vernichtung dieser Sodalacke hat vermutlich gleich mit dem Bau des tief eingeschnittenen Hauptkanals in den 1940er Jahren eingesetzt, der rund 500 m westlich tangential von Norden nach Süden verläuft und das Grundwasser unter der Moschatolacke so wirkungsvoll abzieht und nachhaltig abgesenkt hat, dass deren Salzversorgung zusammenbrechen musste und die Degradation unausweichlich wurde; die Moschatolacke selbst wird von einem Graben gequert, der von der Götschlacke über die Moschatolacke in Richtung Hauptkanal gelegt wurde, und der eine Normalisierung der Wasserführung der Moschatolacke naturgemäß verhindert.

Vegetation

Im Jahre 2019 waren so wie auch 1993 in Zone A und in Zone B jeweils Juncion gerardii-Gesellschaften (Subhalophiler Straußgras-Rasen) ausgebildet. In Zone C handelte es sich in beiden Untersuchungsjahren um ein Puccinellietum peisonis (Neusiedler Zickgras-Flur), das 1993 allerdings wohl trockener (!) war als 2019. Offenbar war die Moschatolacke bereits 1993 vollständig degradiert gewesen, denn überraschenderweise hat sie sich hinsichtlich ihrer Vegetation, zumindest was die Untersuchungsflächen betrifft, seither nicht weiter verändert!

Umweltparameter

Bei der bereits im Jahre 1993 degradierten Lacke zeigte sich 1993 ein gegenüber einer intakten Sodalacke umgekehrter Gradient der Leitfähigkeit, der im Subhalophilen Straußgras-Rasen der Zone A 1308 μS , im Subhalophilen Straußgras-Rasen der Zone B 2000 μS und in der Zickgras-Flur in Zone C sogar 4014 μS betrug. Dieser verkehrte Gradient war auch noch 2019 leicht erkennbar mit 696 μS in Zone A, 1076 μS in Zone B und 985 μS in Zone C. Der Rückgang des Leitfähigkeitswerts in Zone C um 75% bestätigt allerdings den Trend des Salzverlusts an allen Lacken und in allen Zonen. Im Jahre 1993 lag der pH-Wert in den drei Zonen noch zwischen 8,8 und 9,7, 2019 hat er sich in allen drei Zonen bei rund 8,0 eingependelt. Die bereits 1993 hohe Vegetationsdeckung hat sich seither kaum verändert, gleiches gilt für den Wassergehalt. Einziger auffälliger Unterschied ist in Zone A in der Vegetationshöhe festzustellen, wo aufgrund intensiver Mahdmaßnahmen der durchschnittliche Wert um 85%, in absoluten Zahlen von 64 cm auf 10 cm, gesunken ist. Die Mahd ist vermutlich auch der Grund, warum sich die Vegetationsverhältnisse an der Moschatolacke stabilisiert haben dürften.

Spinnen

In Zone A ist die Anzahl der Nässezeiger von 6 auf 1, die der mesophilen Arten von 2 auf null und auch jene der Salzzeiger von 4 auf null gesunken. Hingegen stieg die Anzahl der xerothermophilen Arten von null auf 3. Trotz der geringen Artenzahl kann man aus diesen Änderungen einen Wechsel im Artenspektrum erkennen von einer „feucht-nass-salzigen“ hin zu einer „trockeneren“ Spinnenfauna. Gleiches gilt auch für die pflanzensoziologisch identische Zone B. In Zone C haben lediglich die xerothermophilen Arten von 5 auf erkennbar zugenommen, in den übrigen Habitataffinitätsgruppen hat sich hingegen hinsichtlich der Artenzahlen kaum etwas geändert. Die extremsten Veränderungen sind vor allem in der Individuenzahlen der 1993 dominanten Acker/Störungsart *Pardosa agrestis* festzustellen: in Zone A von sank die Zahl der Individuen von 110 auf 4, in Zone B von 170 auf 25 und in Zone C von 212 auf 19! Bei der Nässezeigerin *Arctosa leopardus* zeigt sich ein überraschen des Ergebnis: auch hier sank die Individuenzahl in Zone A von 53 auf 3, stieg aber in Zone B von 3 auf 21. Da es sich hier um dieselbe Pflanzengesellschaft handelt,

spielen vermutlich kleinräumige Unterschiede in der Bodenfeuchtigkeit/Vernässung der Mikrohabitate eine zusätzliche Rolle für die Ausbildung der Populationsdichten einzelner Arten.

Laufkäfer

Die Moschatolacke hat ihren Charakter als Salzlacke weitgehend eingebüßt, was sich in der Laufkäferfauna widerspiegelt. *Amara strandi*, deren Salzbindung wohl auf der Nahrungsbindung an *Puccinellia*-Samen beruht, und *Pterostichus macer*, der bindige Böden bevorzugt und daher aus salzhaltigen Stellen vorkommt, sind in stark reduzierter Anzahl verbleiben, alle anderen Salzarten sind seit 1993 verschwunden. Die C-Zone, bei dieser Lacke nicht mehr deutlich abgesetzt wahrnehmbar, ist wie bei vielen anderen Lacken faunistisch und hinsichtlich Laufkäfer-Individuenzahlen verarmt.

Gefährdung und Maßnahmen

Folgende Faktoren haben zur fast vollständigen Degradation der Moschatolacke geführt: (i) Entwässerungsgräben: Direktes, vollständiges Abziehen des Lackenwassers bis zur Lackensohle durch den Götschlacken-Moschatolacken-Zubringergraben zum Hauptkanal (s. Abb.), (ii) Grundwasserabsenkung: Zusätzlich wird der Moschatolacke die Grundwasserbasis entzogen, durch den weit eingetieften nur 500 m entfernten Hauptkanal, durch den 900 m entfernten Zweierkanal sowie durch Grundwasserentnahmen aus zahlreichen Feldbrunnen in immer steigendem Ausmaß für die Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen, und (iii) Anriss des salzführenden Horizonts durch den Götschlacke-Moschatolacken-Graben, der die Lacke quert; insbesondere durch das Wegbaggern des salzführenden Horizonts auf 0,6 ha im Zentrum der Mulde für das jagdliche Anlockbecken und einen Bewässerungsbrunnen zum Dotieren dieses Anlockbeckens. Zur Wiederherstellung der grundwasserbeeinflussten häufig perennierenden Weißwasserlacke mit autonomem Chemismus schlagen Krachler et al. (2012) folgende Maßnahmen vor: (i) Verfüllen des Baggerbeckens und des Bewässerungsbrunnens mit geeignetem Material, eventuell unter Beigabe von Soda und Glaubersalz zur Abdichtung des Schotteruntergrunds, (ii) Verfüllen des Götschlacken-Moschatolacken Zubringerkanals zum Hauptkanal mit geeignetem Material, (iii) Ganzjähriges Aufstauen des Hauptkanals bis knapp unter die Geländeoberkante und (iv) Intensive Beweidung zur restlosen Entfernung der Vegetation, um den Schilfbestand im überstauten Zentralbereich zu beseitigen.

Baderlacke

Nr.	Lackenname in Milasowszky & Zulka (1994)	Abkürzung 1993 / 2019	Lacken-Nr. 1993 / 2019	Lackenname in NP-Verzeichnis (März 2020)
20.	Lacke südlich St. Andrä	LSA	2	Baderlacke

Pol. Gemeinde St. Andrä am Zicksee, Lackenwanne: 22,20 ha, Lackenwannen-Umfang: 2230 m

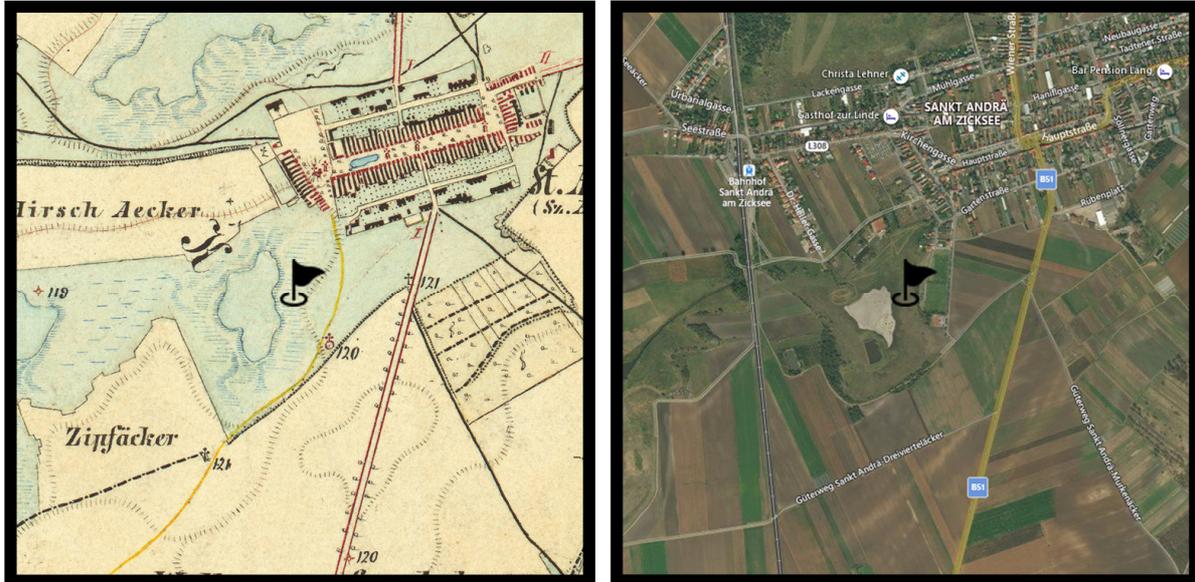


Abb. 44: LSA 2, Lacke südlich St. Andrä = **Baderlacke**; Kartenausschnitt 2 x 2 km, links 1872/73 (Franzisco-josephinische Landesaufnahme der österreichisch-ungarischen Monarchie), rechts 2019 (Luftbild aus <https://www.bing.com/maps>). Schwarzes Fähnchen markiert den untersuchten Uferbereich von 1993 und 2019.



Abb. 45: LSA 2, Lacke südlich St. Andrä = **Baderlacke** (aus Krachler et al., 2012, Abb. 2/1); S = ausgebaggerte Sickerbecken

Tab. 78: Vegetationsaufnahmen in den drei Untersuchungsflächen der Baderlacke (LSA): LSA A, LSA B und LSA C; Fotos zeigen die dazugehörigen Pflanzengesellschaften im Mai 2019.

<p>Probefläche LSA A</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 40</p> <p>Datenbank-Nr 337086</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x</p> <p>Carex otrubae 1x</p> <p>Rumex crispus 1x</p> <p>Atriplex prostrata +</p> <p>Eleocharis sp. +</p> <p>Eleocharis uniglumis +</p> <p>Lactuca serriola +</p> <p>Epilobium sp. r</p> <p>Inula britannica r</p>	
<p>Probefläche LSA B</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 40</p> <p>Datenbank-Nr 337085</p> <p>Juncion gerardii-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen)</p> <p>Agrostis stolonifera 3x</p> <p>Mentha aquatica 2a</p> <p>Cirsium arvense +</p> <p>Inula britannica +</p> <p>Lycopus europæus +</p> <p>Rumex crispus +</p> <p>Bolboschoenus maritimus r</p> <p>Elaeagnus angustifolia r</p> <p>Epilobium sp. r</p> <p>Juglans regia r</p> <p>Taraxacum officinale agg. r</p>	
<p>Probefläche LSA C</p> <p>Aufnahmefläche in m2 25</p> <p>Gesamtdeckung Krautschicht 50</p> <p>Datenbank-Nr 337084</p> <p>Convolvulo-Agropyrion-Gesellschaft (Quecken-Flur) - Übergang zu Juncion gerardii</p> <p>Agrostis stolonifera 2b</p> <p>Carex vulpina 2a</p> <p>Dactylis glomerata 2a</p> <p>Elymus repens 2a</p> <p>Poa angustifolia 1x</p> <p>Galium aparine +</p>	

Phragmites australis	+	
Vicia hirsuta	+	
Lactuca serriola	r	
Vicia angustifolia	r	

Tab. 79: Geographische Koordinaten und mittlere Werte der gemessenen Umweltparameter in den drei Zonen (A, B und C) an der Baderlacke (LSA) in den Jahren 1993 und 2019. LF = Leitfähigkeit, pH = pH-Wert, VD = Vegetationsdeckung, VH = Vegetationshöhe, WG = Wassergehalt; Diff = Differenz 2019 minus 1993; Minuszeichen (-) bedeutet Abnahme; in fett: Unterschiede in % (Bereich: minus 100 bis plus 100%).

LackeZone	LSA A	LSA B	LSA C
Östliche Länge	16,93541	16,93562	16,93596
Nördliche Breite	47,77908	47,77912	47,77920
1993LF	2608	1911	1219
2019LF	827	658	561
2019-1993LF	-1781	-1253	-658
DiffLF%	-68	-66	-54
1993pH	10,1	9,9	8,0
2019pH	7,7	7,6	7,3
2019-1993pH	-2,4	-2,2	-0,6
DiffpH%	-24	-23	-8
1993VD	4	20	77
2019VD	98	97	98
2019-1993VD	94	77	22
DiffVD%	96	79	22
1993VH	1	23	23
2019VH	35	40	52
2019-1993VH	34	17	28
DiffVH%	96	42	55
1993WG	15	3	5
2019WG	20	13	15
2019-1993WG	5	10	9
DiffWG%	25	77	65

Tab. 80: Spinnenarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Baderlacke (LSA) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Araneae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSA_A	2019_LSA_A	1993_LSA_B	2019_LSA_B	1993_LSA_C	2019_LSA_C
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	A		27	1	4	20		2	
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	A		4		1		2		1
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	A		3	3					
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	A		2		2				
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	A		1	1					
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A		1				1		
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	Gd		10		1	2		6	1
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Gd		8				1	4	3
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	Gd		7					6	1
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Gd		5					5	
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gd		4		2			2	
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2		1			1	
<i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866)	Gd		2			2			
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	Gd		1					1	
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	Gd	1	1					1	
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Gd		1						1
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878	Gd		1					1	
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gm		5		3		1		1
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Gm		2					1	1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Gm		2					2	
<i>Palliduphantes pilichi</i> (Kulczyński, 1915)	Gm		1					1	
<i>Attulus inexpectus</i> (Logunov & Kronestedt, 1997)	Gs	1	1			1			
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	Gs	1	1	1					
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	Gs		1			1			
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Gw		5		2	1		2	
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Gw		2			1	1		
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Gw		1	1					
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	Gw		1					1	
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	Gw		1			1			
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	W		10					10	
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	W		2					2	
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	W		1				1		
			Ind	7	16	29	7	48	9
			Art	5	8	8	6	17	7
			A	3	3	1	2	1	1
			Gd	0	3	2	1	9	4
			Gm	0	1	0	1	3	2
			Gs	1	0	2	0	0	0
			Gw	1	1	3	1	2	0
			W	0	0	0	1	2	0

Tab. 81: Laufkäferarten und Individuen in den Untersuchungsflächen an der Baderlacke (LSA) nach Jahren (1993, 2019) und Zonen (A, B, C) getrennt, und nach Habitataffinität (A, Gd, Gm, Gs, Gw, W) gereiht ; G = Gefährdete Art.

Carabidae	Hab_Cat	G	Sum	1993_LSA_A	2019_LSA_A	1993_LSA_B	2019_LSA_B	1993_LSA_C	2019_LSA_C
<i>Bembidion properans</i>	A		2				1		1
<i>Brachinus elegans</i>	A		1				1		
<i>Calathus fuscipes</i>	A		29			1		28	
<i>Harpalus affinis</i>	A		20	1		19			
<i>Harpalus rufipes</i>	A		1			1			
<i>Ophonus azureus</i>	A		2					2	
<i>Poecilus cupreus</i>	A		12		9		2		1
<i>Trechus quadristriatus</i>	A		2					2	
<i>Harpalus rubripes</i>	Gd		2			1		1	
<i>Harpalus subcylindricus</i>	Gd		5					4	1
<i>Licinus depressus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes maurus</i>	Gd		1						1
<i>Microlestes minutulus</i>	Gd		30		7	2	14	7	
<i>Olisthopus rotundatus</i>	Gd	1	1					1	
<i>Harpalus cupreus</i>	Gm	1	1		1				
<i>Poecilus versicolor</i>	Gm		4						4
<i>Pterostichus vernalis</i>	Gm		4		1		3		
<i>Amblystomus niger</i>	Gs	1	4		3		1		
<i>Bembidion minimum</i>	Gs	1	15	15					
<i>Chlaenius spoliatus</i>	Gs	1	1					1	
<i>Microlestes corticalis</i>	Gs	1	7			7			
<i>Agonum duftschmidi</i>	Gw	1	1				1		
<i>Agonum emarginatum</i>	Gw		2		2				
<i>Bembidion femoratum</i>	Gw		1	1					
<i>Bembidion inoptatum</i>	Gw		1		1				
<i>Chlaenius nigricornis</i>	Gw		1		1				
<i>Elaphropus diabrachys</i>	Gw		1	1					
<i>Pterostichus cursor</i>	Gw	1	1		1				
<i>Leistus ferrugineus</i>	W		2				1	1	
<i>Pterostichus anthracinus</i>	W		10		9		1		
<i>Pterostichus strenuus</i>	W		1		1				
			Ind	18	36	31	25	47	9
			Art	4	11	6	9	9	6
			A	1	9	21	4	32	2
			Gd	0	7	3	14	13	3
			Gm	0	2	0	3	0	4
			Gs	15	3	7	1	1	0
			Gw	2	5	0	1	0	0
			W	0	10	0	2	1	0

Zustand

Bis zu ihrer Degradierung im letzten Viertel des 20. Jh. war die Baderlacke eine in der Regel ganzjährig Wasser führende, sehr salzhaltige weiße Sodalacke mit Grundwassereinfluss. In den 1950er Jahren begann die Entwässerung über den Baderlackenkanal zur westlich benachbarten Huldenlacke und von dort weiter über den Huldenlackenkanal und die Östliche Wörthenlacke in den Tadtener

Hauptkanal. In Richtung Nordwest befinden sich in ca 3 km Entfernung zwei Hochleistungsbrunnen zur Langzeitanspeisung des St. Andräer Zicksees, wodurch das Grundwasser um die Baderlacke negativ beeinträchtigt, d.h. gesenkt wird. Neben der Ableitung des Lackenwassers und dem Absenken des Grundwassers beeinträchtigen zwei für die Jagd auf Wasservögel ausgebagerte Sickerbecken (S) die natürliche Wasserfläche und begünstigen den Schilfbestand. Das südliche dieser Baggerbecken ist inzwischen bereits weitgehend verschilft. Die ursprüngliche Lackenfläche wurde des Weiteren um ca 3 ha durch Verfüllung für die Siedlungserweiterung von St. Andrä reduziert. In den letzten Jahrzehnten hat sich die Entnahme von Grundwasser zur Bewässerung der landwirtschaftlichen Kulturen als der schwerwiegendste und folgenreichste Grundwasser begrenzende Eingriff entwickelt. Dadurch ist der Grundwasserstand sogar so weit abgesunken, dass viele Gräben gar nicht mehr wirksam werden können und trocken liegen.

Vegetation

Die aktuelle Pflanzengesellschaft in Zone A wird von einer *Juncion gerardii*-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) gebildet. 1993 war hier noch ein für intakte Sodalacken typisches *Crypsietum aculeatae* (Dorngras-Flur) ausgebildet. In Zone B hatte sich im Jahre 2019 ebenfalls eine *Juncion gerardii*-Gesellschaft (Subhalophiler Straußgras-Rasen) etabliert und das 1993 noch vorhandene *Puccinellietum peisonis* (Neusiedler Zickgras-Flur) vollständig abgelöst. In Zone C wurde 2019 eine *Convolvulo-Agropyron*-Gesellschaft (Quecken-Flur) im Übergang zu einem *Juncion gerardii* (Subhalophiler Straußgras-Rasen) identifiziert, dessen Pflanzenspektrum 2019 zwar ähnlich ist wie 1993, jedoch 1993 noch feuchter und salziger war als 2019. Die Baderlacke zählt somit so wie die Kipflacke und die Kleine Neubruchlacke zu jenen Lacken, die im Zeitraum von 26 Jahren zwischen den beiden Untersuchungsjahren vollständig degradiert sind. Nur bei der Moschatolacke war 1993 bereits derselbe degradierte Zustand wie 2019 vorhanden, da sich die Pflanzengesellschaften in den drei untersuchten Zonen seither nicht maßgeblich verändert haben.

Umweltparameter

Die bereits im Jahre 1993 geringen Leitfähigkeitswerte von maximal 2608 μS in Zone A sind noch weiter zurückgegangen und erreichen 2019 lediglich mehr einen maximalen Wert von 827 μS , ebenfalls in Zone A. Der auffälligste und zugleich schwerwiegendste Unterschied zwischen 1993 und 2019 zeigen sich im pH-Wert, der 1993 in Zone A noch 10,1 und in Zone B 9,9 betrug, inzwischen auf neutrales Niveau in allen drei Zonen gesunken ist; damit einhergehend hat die Vegetationsdeckung in Zone A um 96% und in Zone B um 79% zugenommen und liegt jetzt bei fast 100% (98% und 97%). Auch Vegetationshöhe und Wassergehalt haben 2019 in allen drei Zonen zugenommen; vermutlich verbessert die Zunahme der Vegetationsdeckung und die damit korrelierte Zunahme der Bodenstreu die Wasserhaltefähigkeit des Oberbodens.

Spinnen

Der vollständig degradierte Zustand der Baderlacke zeigt sich auch in den Spinnengemeinschaften. Die Baderlacke ist die einzige Lacke ohne einen einzigen Salzzeiger im Jahre 2019. Aber bereits 1993 muss das Vorkommen der Nässezeiger und Salzzeiger als spärlich bezeichnet werden. Und selbst von der quantitativ „häufigsten“ Spinne, der Acker/Störungsart *Pardosa agrestis*, konnten 2019 nur mehr 4 Individuen in Zone B gefunden werden. Zudem sind alle 3 Rote Liste Arten des Jahres 1993 aus der Baderlacke verschwunden. Die Degradation der Baderlacke ist auch in Zone C ablesbar, wo die Artenzahl von 17 auf 7 gesunken ist. Wir haben es hier tatsächlich mit einer vollständig degradierten Sodalacke zu tun, deren naturschutzfachlicher Wert auf ein Minimum geschrumpft ist.

Laufkäfer

Die Baderlacke hat ihren Salzstandortscharakter weitgehend eingebüßt, was sich in der Carabidenzönose widerspiegelt. Die einzige Carabidenart mit schwacher Bindung an Salzstandorte ist *Amblystomus niger*; diese Art trat auch an anderen Salzlacken mit mehr oder minder degradierten Bedingungen auf. Innerhalb der Feuchtgrünlandarten deutet das Vorkommen von *Pterostichus cursor* auf Schilfvorkommen unter Brackwasserbedingungen hin. Der Rest der Fauna ist uncharakteristisch. Auch bei dieser Lacke fällt auf, dass die Außenzone C im Jahr 2019 gegenüber 1993 eine drastisch reduzierte Individuen-Fangzahl zeigt, auch die Artenzahl ist geringer.

Gefährdung und Maßnahmen

Um überhaupt wieder eine vom salzreichen Grundwasser beeinflusste und ganzjährig Wasser führende Sodalacke herzustellen zu können, schlagen Krachler et al. (2012) folgende Maßnahmen vor: (i) Mahd bzw. Schilfschnitt (am besten Winterschnitt) mit vollständigem Entfernen des Schnitt- und Mähgutes aus dem Lackenbecken und „ganzjährige“ Beweidung (April bis Oktober) der Lackenufer um die Vegetation zurückzudrängen, (ii) Schaffung von ökologischen Pufferflächen (ausgedehnte Hutweide) gegen Westen bis zur Bahn sowie gegen Süden, (iii) Verfüllen der Entwässerungsgräben (Baderlackenkanal und Huldenlackenkanal) ev. unter Beimengung von Soda und Glaubersalz, um die Dichtheit gegen den Grundwasserkörper zu gewährleisten, (iv) Verfüllen der Baggerbecken mit geeignetem Salzton, ev. unter Zusatz von Soda und Glaubersalz und (v) Maßnahmen zur Anhebung des Grundwasserspiegels, um auch wieder eine natürliche saisonale Grundwasserdynamik zu erreichen: durch kontrollierte Begrenzung der Entnahme von Grundwasser zur Feldbewässerung, durch Stopp der Langzeitanspeisung (praktisch ganzjährigen Dotierung) des St. Andräer Zicksees aus zwei Hochleistungsbrunnen am Tadtener Hauptkanal, nördlich des St. Andräer Zicksees und durch Niveaugleichen Rückstau des gesamten Tadtener Hauptgrabens.