



Beurteilung von potentiellen Ersatzbiotopen für Stratiotes aloides im Nationalpark Donau - Auen

Masterarbeit

zum Erlangen des akademischen Grades: Diplom Ingenieur (Dipl. Ing.)

Studium: Landschaftsplanung und Landschaftsarchitektur

419

Benedikt Bolitschek
Matrikelnummer: 0840619

Betreuung
Univ.Prof.Dipl.Geograph Dr.Karl Georg Bernhardt

Wien, August 2018

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Diplomarbeit mit dem Titel „Beurteilung von potentiellen Ersatzbiotopen für *Stratiotes aloides* im Nationalpark Donau – Auen“ ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt und die den benutzten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Diese Arbeit wurde in gleicher oder ähnlicher Form noch bei keiner anderen PrüferIn als Prüfungsleistung eingereicht. Mir ist bekannt, dass Zuwiderhandeln mit der Note „Nicht genügend“ geahndet wird und weitere rechtliche Schritte nach sich ziehen kann.

Wien, am

Benedikt Bolitschek

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich recht herzlich bei allen bedanken, die maßgeblich zu der Entstehung dieser Arbeit beigetragen haben.

Besonders möchte ich Herrn Prof. Karl – Georg Bernhardt danken, der die Idee zu dieser Arbeit hatte und mich während dieser Zeit betreut und mit Rat und Tat unterstützt hat.

Bei Frau Mag. Karoline Zsak möchte ich mich sehr herzlich für die ständige organisatorische und fachliche Hilfe bedanken. Weiters gilt mein Dank Herrn Dr. Christian Baumgartner, der jederzeit zur Beantwortung meiner Fragen zur Verfügung stand und mir damit sehr geholfen hat. Auch möchte ich allen Praktikanten des Nationalparks Donau – Auen danken, die mich mit Ideen und ihrem Wissen unterstützt haben.

Ein ganz besonderer Dank gilt meiner Familie, die mich über die Zeit des Studiums immer unterstützt und mir auf jede erdenkliche Art und Weise geholfen hat.

Kurzfassung

Diese Masterarbeit beschäftigt sich mit der Untersuchung möglicher Ausbreitungsstandorte für den vom Aussterben bedrohte aquatischen Makrophyten *Stratiotes aloides* im Nationalpark Donau - Auen. Als Hauptgründe für die sich hier immer weiter verschlechternde Situation dieser Pflanze sind die Donauregulierungen bei Wien zu erwähnen. Diese groß angelegten Baumaßnahmen des 19. Jahrhunderts hatten zur Folge, dass die natürliche Fluss- und Auendynamik mit immer neu entstehenden Seiten- und Altarmen fast völlig zum Erliegen gekommen ist (Lazowski 1997). Heute muss *Stratiotes aloides* zusätzlich vor allem mit steigenden Nitratkonzentrationen im Wasser kämpfen, die hauptsächlich durch die Landwirtschaft verursacht werden (Abeli et al. 2014). Als Folge der fehlenden Dynamik und der steigenden Eutrophierung der Gewässer verschwinden allmählich die letzten bekannten Krebscheren-Habitate im Raum des Nationalparks Donau – Auen. Ein möglicher Ansatz zur Verbesserung der Situation ist die Umsiedelung der Krebschere in Ersatzbiotope.

Im Sommer 2017 wurden im Zuge dieser Arbeit sieben bereits bekannte Standorte untersucht, die als zukünftige Habitate für *Stratiotes aloides* in Frage kommen könnten. Diese Gewässer wurde 2016 von Frau Dr. Dipl.-Ing Katharina Lapin begangen und als mögliche Ersatzbiotope ausgewiesen. Sie liegen zwischen den Gemeinden Eckartsau, Witzelsdorf und Stopfenreuth im Nationalpark Donau-Auen. Für die Eignung von Gewässern für *Stratiotes aloides* spielen unterschiedliche Standortfaktoren, Wasserchemie und Begleitvegetation eine entscheidende Rolle. An den jeweiligen Gewässern wurden in regelmäßigen zeitlichen Abständen pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen sowie hydrochemische Messungen vorgenommen. Weiters wurden Standorteigenschaften wie Gewässergröße, Lichtsituation oder Verlandungsgrad vor Ort vermerkt.

An allen Standorten konnten unterschiedliche Beeinträchtigungen der Eignung als Ersatzbiotop wie fortgeschrittene Verlandung, ungeeignete Lichtsituation oder hoher Säuregrad festgestellt werden. Mit Hilfe der pflanzensoziologischen Aufnahme ist erkennbar, dass der Großteil der Alternativhabitate von Pflanzen dominiert wird, die einen hohen Nährstoffgehalt tolerieren. Hier ist vor allem *Ceratophyllum demersum* zu nennen (Pott 1995). Rückschließend aus der Begleitvegetation kann davon ausgegangen werden, dass einige der vorgeschlagenen Gewässer für *Stratiotes aloides* zu eutroph sind. An manchen untersuchten Standorten könnte sich außerdem die vorgefundene Begleitvegetation bei einer Neubesiedelung mit Krebscheren durch Lichtkonkurrenz sowie mechanische Behinderung negativ auswirken. An allen untersuchten Standorten würde die erfolgreiche Neubesiedelung mit *Stratiotes aloides* durch verschiedene Faktoren erschwert werden. Zur Lösung dieses komplexen Problems sind künftig noch weitere Anstrengungen nötig.

Abstract

This master thesis deals with the analysis of possible alternative habitats in the Nationalpark Donau – Auen for the endangered aquatic macrophyte *Stratiotes aloides*. The reason for the degradation of the situation of water soldier is mainly the Danube regulation in the 19th century. These big building measures almost led to a complete disappearing of the natural dynamic of the river, its floodplains and its permanent reshaping of backwaters (Lazowski 1997). Today *Stratiotes aloides* also has to deal with the raising nitrate concentration in water, which is mainly caused by agriculture (Abeli et al. 2014). As a result of the missing dynamic and the raising grade of eutrophication of waterbodies, the last known habitats of *Stratiotes aloides* are vanishing from the Nationalpark Donau – Auen. A possible approach to improve the situation is the relocation of watersoldiers to alternative biotopes. In summer 2017 seven sites of known suitability as alternative habitats for *Stratiotes aloides* were examined. In the year 2016, these waters were already studied by Dr. Dipl.-Ing Katharina Lapin and marked as potential habitats. These sites are located between the townships of Eckartsau, Witzelsdorf and Stopfenreuth. Local characteristics, waterchemistry and aquatic vegetation are very important factors for the suitability of possible habitats for *Stratiotes aloides*. In frequent intervals plants were collected and hydrochemical measurements were performed at the water bodies. Additional characteristics of the habitats like the size, the situation of light or the grade of silt accumulation were noted. Various disturbances were discovered at all sites. According to the collected plant samples, it was evident that the investigated habitats are mainly dominated by plants which can deal with higher levels of nutrients. A typical example is *Ceratophyllum demersum* (Pott, 1995). Consequently it can be assumed that the grade of eutrophication is too high for *Stratiotes aloides* along some of the suggested waters. In some areas the aquatic vegetation can also cause negative consequences for the resettlement with watersoldier because of competition for light or because of mechanical disturbances. Along all alternative habitats the successful deployment with *Stratiotes aloides* is hindered by different factors. To solve this complex issue continuous efforts will be necessary.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	Ziel dieser Arbeit.....	2
1.2	Forschungsfragen.....	2
2	WISSENSSTAND	3
2.1	Donau und Donauauen.....	3
2.1.1	Donau.....	3
2.1.2	Donauregulierung im Bereich des Wiener Beckens	3
2.1.3	Auengebiete	7
2.1.4	Donauauen	8
2.2	<i>Stratiotes aloides</i>	8
2.2.1	Aquatische Makrophyten	8
2.2.2	<i>Stratiotes aloides</i> und ihre Gefährdung.....	10
2.2.2.1	Morphologie.....	11
2.2.2.2	Fortpflanzung.....	12
2.2.2.3	Lebensweise.....	13
2.2.2.4	Vorkommen	14
2.2.2.5	Ökologie und Gefährdung von <i>Stratiotes aloides</i>	16
3	UNTERSUCHUNGSGEBIET	20
3.1	Allgemeines zum Untersuchungsgebiet	20
3.2	Untersuchte Standorte	22
3.2.1	Fadenbach südlich des Damms.....	23
3.2.2	Alter Seitenarm des Fadenbachs, südlich des Damms	24
3.2.3	Narrischer Arm, nördlich des Damms #1	25
3.2.4	Narrischer Arm, nördlich des Damms #2	26
3.2.5	Narrischer Arm südlich des Damms.....	27
3.2.6	Roßkopfarm.....	28
3.2.7	Tiergartenarm	29
4	METHODEN	30
4.1	Pflanzensoziologische Vegetationsaufnahme und Analyse.....	30
4.2	Hydrochemische Untersuchungen	32
5	ERGEBNISSE	32
5.1	Fadenbach südlich des Damms.....	32
5.2	Alter Seitenarm des Fadenbachs.....	34
5.3	Narrischer Arm nördlich des Damms #1	36
5.4	Narrischer Arm nördlich des Damms #2	37

5.5	Narrischer Arm südlich des Damms.....	39
5.6	Roßkopfarm.....	40
5.7	Tiergartenarm.....	42
6	DISKUSSION	44
6.1	Bewertung der vorkommenden Pflanzengesellschaften.....	44
6.1.1	Hydrocharitetum – morsus ranae - Gesellschaft	44
6.1.2	Lemnetum trisulcae - Gesellschaft.....	46
6.1.3	Lemno Spirodeletum polyrhiza - Gesellschaft.....	47
6.1.4	Ceratophylletum demersi - Gesellschaft	49
6.1.5	Potametum perfoliati – Ranunculetum circinati - Gesellschaft.....	50
6.1.6	Stratiotetum aloidis - Gesellschaft.....	51
6.2	Bewertung nach Standorteigenschaften	52
6.2.1	Fadenbach südl. des Damms	54
6.2.2	Alter Seitenarm des Fadenbachs.....	55
6.2.3	Narrischer Arm nördlich des Damms #1	56
6.2.4	Narrischer Arm nördlich des Damms #2	57
6.2.5	Narrischer Arm südlich des Damms.....	58
6.2.6	Roßkopf.....	59
6.2.7	Tiergartenarm	60
6.3	Beantwortung der Fragen	60
6.4	Fazit	63
7	QUELLENVERZEICHNIS.....	65
8	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	73
9	TABELLENVERZEICHNIS.....	74

1 Einleitung

Die Krebschere, *Stratiotes aloides*, ist ein aquatischer Makrophyt, der sich durch seine spezielle Lebensweise an seinen Lebensraum in den stehenden Altgewässern von Auengebieten, in Gräben und ruhigen Buchten von Seen angepasst hat. Noch bis zur Mitte des vorigen Jahrhunderts wird von großen und immer noch wachsenden Krebscherepopulationen berichtet (Lapin 2016). Doch ihr natürlicher Lebensraum in Europa wurde schon seit längerem durch das Zurückdrängen der Auengebiete dramatisch bedroht. Die Entwicklung der Donau, ihrer Flusslandschaft und Auen ist dafür beispielhaft. Mit der wachsenden Bevölkerungszahl der Stadt Wien und dem damit stetig steigenden Bedarf an Siedlungsraum und an landwirtschaftlichen Nutzflächen änderten sich die Anforderungen der Bevölkerung. Die Notwendigkeit, die Stadt vor Hochwasser zu schützen und den Strom als wichtige Verkehrsader schiffbar zu erhalten, führten seit der Mitte des 19. Jahrhunderts zu massiven Eingriffen am Flusssystem der Donau. Der Fluss wurde begradigt und Hochwasserschutzdämme errichtet. Dies führte zu einer Trennung von Donau und ihren Auengebieten. Die Donauauen wurden durch diese Donauregulierungen von der Flussdynamik mit ihren Wasserpegelschwankungen und saisonalen Überschwemmungen, die für die Entstehung und den Fortbestand von Altgewässern notwendig sind, abgeschnitten. Im Zuge dieser Maßnahmen wurden in den vergangenen zwei Jahrhunderten weite Teile der natürlichen Auenlandschaften zerstört. Allein an der Donau in Österreich beträgt der Verlust an Auengebieten 68% (Sommerwerk et al. 2010). Die verbleibenden Auengewässer sind meist isolierte Altarme, die von der Donau und ihrer Flussdynamik abgetrennt sind und daher allmählich verlanden. Der Lebensraum der Krebschere wurde dadurch deutlich reduziert. Bereits 1993 berichtete Grabherr vom zu befürchtenden Aussterben von *Stratiotes aloides* in Österreich (Grabherr & Mucina 1993). Heute steht die Krebschere in Österreich unter Naturschutz und auf der Roten Liste (Niklfeld 1986). Tatsächlich sind nur noch einige Krebscherebestände in Österreich anzutreffen, ihr Siedlungsraum beschränkt sich auf die Auengebiete in Wien, Niederösterreich und Oberösterreich. Allerdings nimmt auch hier Zahl und Vitalität der Populationen stetig ab.

Diese Entwicklung zu verlangsamen, aufzuhalten und im Idealfall rückgängig zu machen ist das Ziel verschiedenster Maßnahmen. Eine davon ist die Umsiedelung der Krebschere in Ersatzbiotope.

1.1 Ziel dieser Arbeit

Im Gebiet des Nationalparks Donauauen wurden in den Jahren 2015/2016 im Zuge eines Monitorings der *Stratiotes aloides* – Bestände auf sieben Standorte hingewiesen, die als mögliche Ersatzbiotope in Frage kommen könnten (Lapin 2016). Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, diese sieben Gewässer bzw. Gewässerabschnitte auf die Möglichkeit ihre Neubesiedelung mit Krebscheren zu untersuchen. Dabei sollen sie sowohl bezüglich ihrer physikalisch-chemische Eigenschaften als auch ihrer Pflanzengesellschaften und Begleitvegetation auf Eignung als *Stratiotes*standorte analysiert werden.

1.2 Forschungsfragen

Aus dieser Aufgabenstellung ergeben sich folgende Forschungsfragen und Arbeitshypothesen:

Frage 1.

Eignen sich die an den vorgeschlagenen Standorten vorkommenden Pflanzengesellschaften als neuer Lebensraum für *Stratiotes aloides*?

Hypothese 1.

Die Pflanzengesellschaft eines potentiellen Ersatzbiotops muss in ihrer Zusammensetzung für die Krebschere geeignet sein.

Frage 2.

Üben die vorhandenen Begleitvegetationen einen unterstützenden Einfluss auf die Krebschere aus oder wirken sie störend oder gar hemmend?

Hypothese 2.

Die Begleitvegetation lässt Schlüsse auf die Eignung als Ersatzbiotop zu.

Frage 3.

Eignen sich die untersuchten Gewässer aufgrund der Standortgegebenheiten sowie ihrer hydrochemischen und physikalischen Eigenschaften als Ersatzbiotope für *Stratiotes aloides*?

Hypothese 3. Die Gewässer weisen unterschiedliche Standortgegebenheiten sowie physikalische und hydrochemische Eigenschaften auf, die sich auf *Stratiotes aloides* auswirken.

2 WISSENSSTAND

2.1 Donau und Donauauen

2.1.1 Donau

Die Donau ist mit einer Gesamtlänge von ca. 2850 km nach der Wolga der zweitgrößte Fluss Europas. Sie entspringt in Form ihrer beiden Quellflüsse im Schwarzwald im Südwesten Deutschlands und mündet in Rumänien ins Schwarze Meer. Ihr gesamtes Einzugsgebiet umfasst 817.000 km² (Nationalpark Donauauen, online unter: https://www.donauauen.at/natur-wissenschaft_donau/) und entwässert Areale in insgesamt 19 Staaten in Zentral- und Südosteuropa. In ihrem Einzugsbereich leben insgesamt ca. 83 Millionen Menschen unterschiedlicher Sprache, Tradition, Religion und Geschichte (Sommerwerk et al. 2010).

Im Mittel beträgt die geförderte Wassermenge der Donau an der Mündung 6480m³/sec, was einer Jahresmenge von 204 km³ entspricht. Aufgrund ihrer einmaligen Biodiversität und ihres hohen ökologischen Potentials wird die Donauregion zu den 200 wertvollsten Ökoregionen der Erde gezählt. Andererseits gehört die Donau aber auch zu den zehn am meisten bedrohten Flüssen der Welt (Sommerwerk et al. 2010). Massive Eingriffe im Interesse von Hochwasserschutz, Landnahme, Schiffbarmachung des Flusses und seit dem vorigen Jahrhundert für die Energiegewinnung aus Wasserkraft führten zu einschneidenden hydromorphologischen Veränderungen der Donau und ihres Auengebietes (Sommerwerk et al. 2010).

2.1.2 Donauregulierung im Bereich des Wiener Beckens

Vor der Einflussnahme des Menschen war die Donau ein natürliches Fließgewässer mit weiten Furkationszonen in seinem Mittellauf mit den typischen Schotterflächen, Mäandern und Inseln. Solche Verzweigungsstrecken sind gekennzeichnet durch große Breiten-, aber geringer Tiefenentwicklung der Gerinne, was sehr ausgeprägte Bettumlagerungen zur Folge hat. Das Fehlen eines Hauptwasserbettes bzw. dessen häufiger Lagewechsel ist dafür typisch (Patt 2016). An ihrem Oberlauf hat sich die Donau mit ihrem Auengebiet auf einer Breite bis zu 10 km erstreckt (Sommerwerk et al. 2010). Die Donauauen in Wien und östlich davon waren vor den ersten Verbauungsmaßnahmen ein solches Verzweigungsgebiet mit

ca. 2000 Inseln (Sommerwerk et al 2010). Das mittelalterliche Wien lag an einem Hauptarm der Donau, die einen wichtigen Versorgungsweg darstellte.

Seit dem 14. Jahrhundert verlagerte sich der Strom langsam Richtung Norden, die Entfernung zur Stadt nahm zu. Dies war der Auslöser für die ersten der 500 Jahre andauernden Versuche der Bevölkerung, die Verlagerung des Flusses zu verhindern. Das Hauptziel war es damals, die Donau als Versorgungsader nahe am historischen Zentrum der Stadt zu erhalten. Alle diese Bemühungen, den Strom in sein altes Bett zurück zu zwingen, blieben ohne Erfolg. So wurde zu Beginn des 17. Jahrhunderts die neue Situation akzeptiert und man konzentrierte sich darauf, den verbliebenen „Wiener Arm“ schiffbar zu erhalten. Die früheren Auengebiete wurden zum Teil gerodet und besiedelt, was in der Folge das Problem wiederkehrender Überschwemmungen mit sich brachte. Damit kam der Hochwasserschutz als neuer Aspekt im Kampf mit dem Strom dazu. In dieser Zeit (1669 – 1780) vor einer wirksamen Flussregulierung war das Verhältnis von neu gebildeten Wasserarmen zu neu verlandeten Gebieten mit jeweils ca. 1% ziemlich ausgeglichen. Mit den ersten systematischen und effektiven Hochwasserschutzmaßnahmen zwischen 1775 und 1792 nahm die Trockenlegung und damit Landgewinnung überhand. 1786 wurde der nach seinem Konstrukteur benannte 7 km lange Hubertus-Damm von Langenzersdorf bis Höhe Nussdorf fertiggestellt. Er sollte vor Überschwemmungen schützen und die Schiffbarkeit sichern. Diese Regulierungsmaßnahmen bedeuteten massive Eingriffe in die Flusslandschaft und das Fließgeschehen, ermöglichte aber andererseits eine Ausbreitung des Stadtgebietes. Doch schon 1787 wurde dieses Schutzsystem durch ein Hochwasser zerstört. Erst 1849 wiedererrichtet und verstärkt ermöglichte es die Nutzung weiter Areale als Siedlungsgebiet, die Bedrohung durch Überschwemmungen blieb aber weiterbestehen. Die große Donauregulierung der Jahre 1870 – 1875 führte zu einem weitgehenden Schutz vor Hochwasser und zur Sicherung der Befahrbarkeit der Wasserwege (Hohensinner et al. 2013). Doch erst die zweite Donauregulierung, die ab 1972 nach schweren Überschwemmungen in Angriff genommen wurde, konnte mit der Schaffung eines Entlastungsgerinnes und der Aufschüttung der Donauinsel eine Entspannung der Situation herbeiführen. Die Kapazität von Donau und Neuer Donau beträgt seither 14.000 m³/s, was dem extremen Hochwasser von 1501 entspricht. Das Resultat ist die heutige, in ein festes Bett gefesselte Donau.

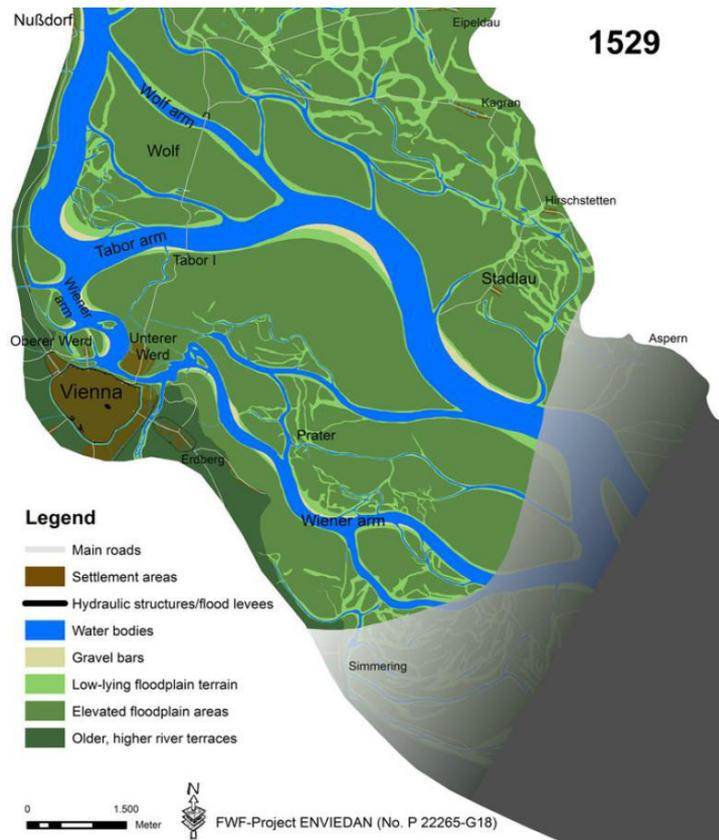


Abbildung 1: Donauverlauf 1529 (Quelle: Hohensinner et al. 2013)

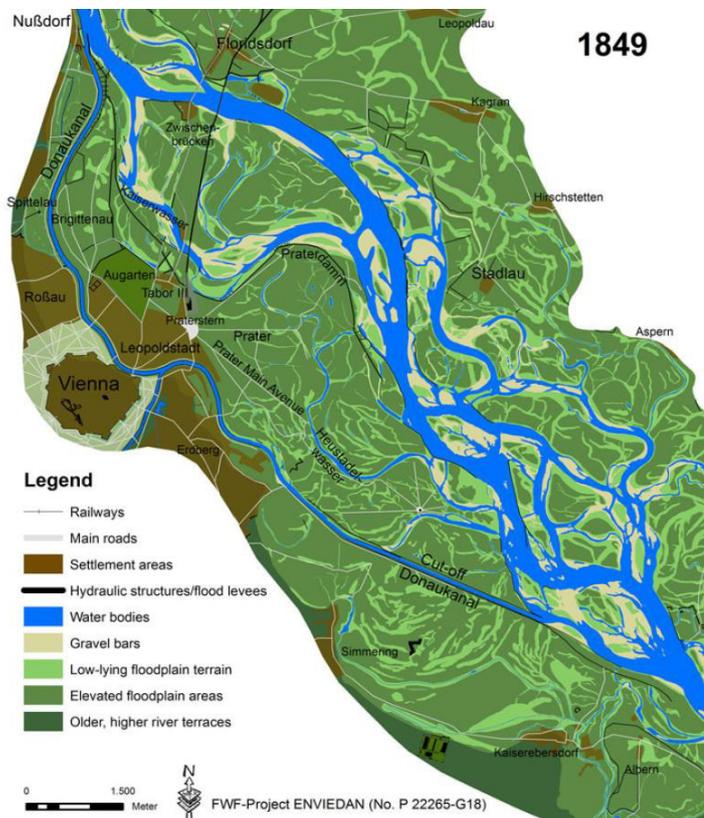


Abbildung 2: Donauverlauf 1849 (Quelle: Hohensinner et al. 2013)



Abbildung 3: Donauverlauf 1912 (Quelle: Hohensinner et al. 2013)

Neben diesen Hochwasserschutzmaßnahmen bilden die Stauanlagen der Wasserkraftwerke den zweiten massiven Eingriff. Seit 1959 in Ybbs-Persenbeug das erste Donaukraftwerk in Österreich in Betrieb genommen worden war, folgten Wasserkraftwerke am gesamten Flusslauf. Die Auswirkungen für die Donau sind erheblich. Durch die Staudämme wird der Sediment-Transport unterbrochen, Geröll lagert sich hinter den Staudämmen ab und fehlt andererseits unterhalb der Staustufen zur Stabilisierung der Sohle des Flusses, was zu Sohleintiefungen führt.

Im gesamten Einzugsgebiet der Donau befinden sich ca. 700 Verbauungen mit Abmessungen über 15m, davon 156 große Staudämme zur Wasserkraftgewinnung. 30% des Flusslaufes der Donau selbst sind durch insgesamt 78 Dammbauten aufgestaut (Sommerwerk et al. 2010). Allein auf den 1000 km der Oberen Donau vom Schwarzwald bis zur slowakisch-ungarischen Grenze reihen sich 56 Stauanlagen aneinander (Reckendorf et al. 2005). Im Bereich dieses Oberlaufes verblieben weniger als 15% der Donau freifließend (Sommerwerk et al. 2010), etwa an der Isarmündung, in der Wachau und mit Einschränkungen auf den 50 km östlich von Wien bis zur österreichischen Staatsgrenze (Reckendorf et al. 2005).

In den 1980er Jahren wurde durch massiven Bürgerprotest der Bau einer weiteren Staustufe im Bereich der Hainburger Au östlich von Wien verhindert. Seither nimmt das Bewusstsein der Bevölkerung für den Naturschutz und Schutz der erhaltenswerten Landschaft laufend zu und 1996 konnte der Nationalpark Donauauen gegründet werden (Reckendorf et al. 2005). Gleichzeitig ist die Donau auf 87% ihrer Gesamtlänge schiffbar und damit ein bedeutender internationaler Wasserweg. Die Schiffbarkeit muss gewährleistet sein, und die Voraussetzungen dafür müssen immer berücksichtigt werden.

Heute ist die Donau Teil eines Nationalparks, eine bedeutende internationale Wasserstraße sowie ein wichtiger Energielieferant. Die große Herausforderung besteht darin, die z.T. widersprüchlichen Interessen von Naturschutz – Hochwasserschutz – Energiewirtschaft und Schifffahrt abzuwägen und in Einklang zu bringen (Sommerwerk et al. 2010). Das flussbauliche Gesamtprojekt „Integrated River Engineering Project“ (Reckendorf et al. 2005) versucht Wege zu finden, die die Interessen aller berücksichtigen und der Donau und ihren Auen eine Zukunft ermöglichen.

2.1.3 Auengebiete

Auen sind nach hydrologischer Definition flussbegleitende Areale, die bei einem Hochwasser regelmäßig überflutet werden. Die Geomorphologie definiert Auen dagegen über die Ausdehnung alluvialer Sedimentablagerungen (Tockner 1996). Grundlage der ökologischen Vorgänge in einer Flussau ist die hydrologische Vernetzung von Fluss und Au über offene Verbindungen zwischen Fluss und Seiten- bzw. Altarmen, über das Grundwasser und durch Hochwässer (Schiemer 1995). Wasserstandsschwankungen führen zur Belüftung und Spülung des gesamten Wasserkörpers und ermöglichen eine Verbindung zwischen dem Fluss und seinen Augewässern. Entscheidend sind dabei Frequenz und Ausmaß der hydrologischen Dynamik eines Flusses (Schiemer et al. 1997; Lazowski 1997). Naturbelassene Flüsse mit hoher Dynamik verändern ununterbrochen ihren Lauf. Die natürliche Bildung von Altgewässern und Mäandern ist noch gegeben. Bei diesem Vorgang wird durch Erosion des Flusses ein Mäander immer weiter gedehnt, bis es an den Mäanderschenkeln zu einem Durchbruch kommt. Die Eingänge in denen noch Wasser in den Altarm dringt, werden im Laufe der Zeit durch natürliche Sedimentation verschlossen.

Im Laufe dieses Prozesses setzt natürliche Verlandung im isolierten Gewässer ein. Zum einen führt der Fließwiderstand durch die Pflanzen zur Ablagerung von Sedimenten, zum anderen sorgt ihr Absterben für die Einlagerung von Schlamm und Niedertorfbildung. Die Einlagerung von Sedimenten bei Hochwasser führt zusätzlich zur Verlandung (Lüderitz et al. 2009). Von ihrer Entstehung bis hin zur völligen Verlandung durchlaufen Altgewässer mehrere Entwicklungsphasen von der anfänglichen Besiedlung des Gewässers durch

Pflanzen und Tiere über eine Optimal- und Terminalphase bis am Ende des Prozesses die Postterminalphase einsetzt. Durch die natürliche Flussdynamik in vom Menschen unberührten Flussauen entstehen sehr unterschiedliche Habitats für aquatische und semiaquatische Tier- und Pflanzenarten (Trauner et al. 2016). Daher zählen die Auen, speziell in den frühen Entwicklungsstadien, weltweit zu den am meisten spezialisierten und artenreichsten Ökosystemen (Lüderitz et al. 2009; Lazowski 1997; Trauner et al. 2016). Bedauerlicherweise befinden sich die meisten Altwässer Zentraleuropas heute in der Terminalphase (Lüderitz et al. 2009).

2.1.4 Donauauen

Im Zuge der Baumaßnahmen wurde die Donau in ein enges, gerades und einheitliches Bett gezwungen. Zusätzlich wurden die Auen durch den Bau von Hochwasserschutzdämmen weiter isoliert, indem man ihre Nebenarme und Flussschlingen vom Hauptstrom abtrennte. Dadurch haben sich die Donauauen von einem dynamischen System von fließenden Seitenarmen, Inseln und Schotterbänken zu einem durch die Trennung vom Hauptstrom langsam verlandenden System von Altarmen mit nahezu stehendem Wasser entwickelt (Baart et al. 2012).

2.2 Stratiotes aloides

2.2.1 Aquatische Makrophyten

Unter dem Begriff „Aquatische Makroflora“ werden alle Pflanzen zusammengefasst, die an von Wasser dominierten oder geprägten Standorten vorkommen. Dies reicht von der Besiedelung von Sohle, Uferbereich und Verlandungszone freier Wasserkörper in Still- und Fließgewässern bis zu häufig überschwemmten oder staunassen Geländesenken (Engelmaier 2014). Als Makrophyten bezeichnet man die mit freiem Auge oder einem Binokular bestimmbaren größeren Pflanzen der Uferzone von Gewässern im Gegensatz zu nur im Mikroskop erkennbarem Phytoplankton und Algen. Da die Wasserpflanzen unterschiedlichen Familien und Gattungen angehören, erfolgt ihre Gliederung entsprechend ihres Lebensraumes. Daher werden die Makrophyten in die Gruppe der Ufer- oder Sumpfpflanzen (Helophyten) und die Gruppe der eigentlichen Wasserpflanzen (Hydrophyten) eingeteilt. Helophyten sind den Landpflanzen in ihrem Bau sehr ähnlich, während sich die Hydrophyten anatomisch und physiologisch stark von ihnen unterscheiden (Kum & Gätz 1997).

Eine weitere Gliederung der Wasserpflanzen nimmt Schratt-Ehrendorfer folgendermaßen vor:

1. Pleustophyten (Wasserschweber)
 - Submers schwebend
 - Auf der Wasseroberfläche treibend
2. Rhizophyten (im Boden wurzelnde Wasserpflanzen)
 - Submers lebende Rhizophyten
 - Rhizophyten mit Schwimmblättern

(Schratt-Ehrendorfer 1988)

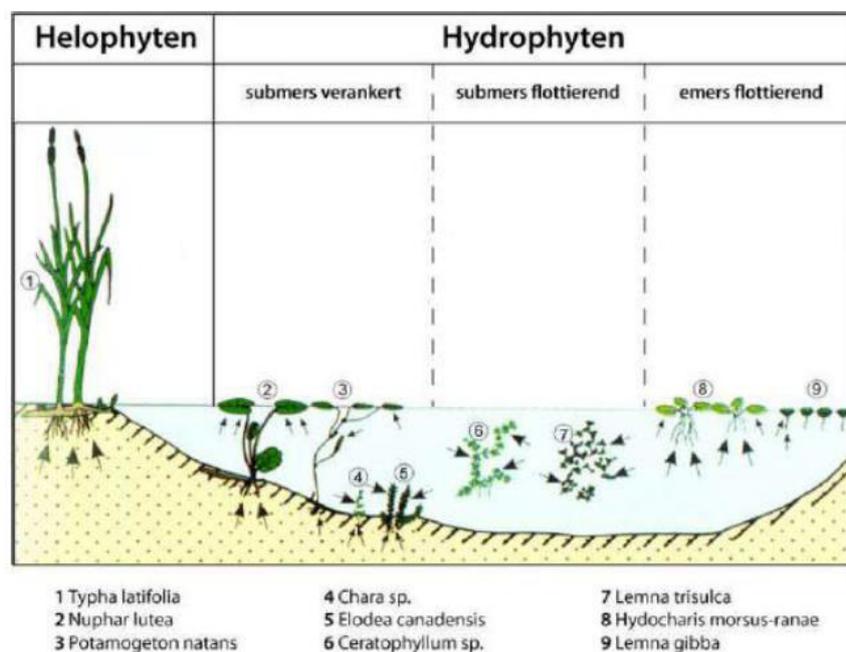


Abbildung 4: Verteilung der Helophyten und Hydrophyten im Süßwasser (Bernhardt 2012)

Entwicklungsgeschichtlich ist gesichert, dass sich die aquatisch lebenden Gefäßpflanzen aus terrestrischen Formen entwickelt und erst sekundär ans Wasserleben angepasst haben (Engelmaier 2014). Zur erfolgreichen Besiedelung aquatischer Lebensräume waren morphologische Veränderungen notwendig. So entwickelten sich Gewebe mit großen interzellulären, gasgefüllten Räumen, die Blättern und Stützapparat im Wasser den notwendigen Auftrieb geben. Außerdem ermöglicht dieses Aerenchym den Gasaustausch mit den untergetauchten Pflanzenorganen.

2.2.2 *Stratiotes aloides* und ihre Gefährdung

Stratiotes aloides ist die einzige heute noch lebende Spezies der monotypischen Gattung *Stratiotes* und gehört zur Familie der *Hydrocharitaceae*, der Froschbissgewächse. Fossile Samen der Krebschere werden in ihrem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet gefunden und lassen sich bis ins mittlere Eocaen, also ca. 48 Millionen Jahre, zurückdatieren. Daneben wurden fossile Samen von bis zu 15 weiteren Arten von *Stratiotes* nachgewiesen, die heute ausgestorben sind (Cook & Urmi - König 1983). An den Samenfunden der Krebschere konnte eine kontinuierliche Längenzunahme von ca. 1 mm alle 7 Millionen Jahren festgestellt werden (Cook & Urmi - König 1983). Im Laufe dieser Zeit hat die Krebschere massive Klimaveränderungen überdauert und scheint erst jetzt vom Aussterben bedroht.

Die Krebschere ist eine auch in den Auengebieten im Osten Österreichs heimische Wasserpflanze der Schwimmblattzone. Sie ist diözisch und perennierend. Ihr deutscher Name leitet sich von der Form der Hochblätter der Blütenscheide ab, die an die geschlossenen Scheren von Krebsen erinnern (Cook & Urmi - König 1983). Die englischen Bezeichnungen „Water Soldier“ und „Water Pineapple“ weisen auf die aufrechte Haltung der Blattrosetten auf der Wasseroberfläche hin.



Abbildung 5: *Stratiotes aloides* Bestände bei Steinafurth (links) und Eckartsau (rechts), (eigene Aufnahme)

2.2.2.1 Morphologie

Die Krebssschere verfügt über einfache Wurzeln, die bis maximal 180 cm lang werden können und auf der gesamten Länge Wurzelhaare ausbilden. Der knollenartige Stamm von *Stratiotes aloides* ist konisch, lediglich 10 – 18 mm lang und 25 – 37 mm dick. Er ist wie die Wurzel im Gegensatz zu den Blättern nicht schwimmfähig. Dadurch ist es der Pflanze möglich, aufrecht im Wasser zu treiben (Hudler 2014). Der Stamm trägt die endständige Blattrosette.

Die Blätter sind sitzend, stängelumfassend und in großen, zum Teil aufrechtstehenden Rosetten angeordnet. Die Blätter der an der Wasseroberfläche treibenden Pflanzen sind bis zu 40 cm lang. Sie sind schmal lanzettlich, 1 bis 4 cm breit, dick und von kräftigem Grün. Sie enthalten mit Gas gefüllte Aerenchymzellen, sodass die Blätter auf der Wasseroberfläche schwimmen. Im Zusammenspiel mit den nicht schwimmfähigen Wurzeln und Stamm wird so das aufrechte Treiben im Wasser ermöglicht. Die Blätter von dauerhaft submers lebenden Pflanzen sind dagegen mit bis zu 60 cm, in einzelnen Fällen bis zu 110 cm, deutlich länger, sind nur dünn und blassgrün und enthalten kein oder kaum Aerenchymgewebe (Cook & Urmi - König 1983).

Die eingeschlechtlichen Blüten der Krebssschere werden von einer Blütenscheide umgeben. Im sterilen Zustand sind männliche und weibliche Blüten kaum zu unterscheiden. Beim weiter entwickelten Blütenstand sind die Hochblätter der Spatha der weiblichen Blüte länglicher und deutlich einwärtsgebogen. In diesem Stadium erinnern sie an die Schere eines Krebses, wovon sich der deutsche Name ableitet.

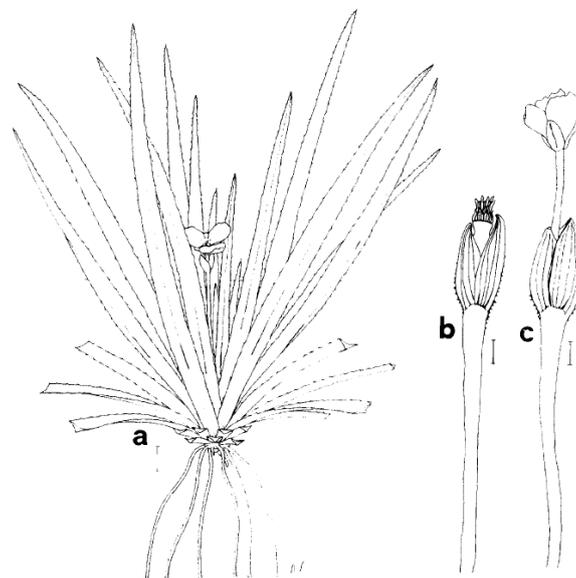


Abbildung 6: Blüte von *Stratiotes aloides* mit weibliche (b) und männlicher Blüte (Quelle: Cook & Urmi-König 1983)

Die Früchte sind beerenartige, eiförmige Kapseln mit maximal 24 Samen. Sie sind, abhängig von der Zahl der enthaltenen Samen, bis zu 15 mal 34 mm groß und von den unregelmäßig gezähnten Überresten der Kelchblätter umhüllt.

Die Samen sind zylindrisch, um die nach unten weisende Mikropyle gebogen, im Durchschnitt 2,6 mal 9 mm groß und hell- bis dunkelbraun. Frische Samen tragen einzellige, schleimige, oft spiralförmig verdickte Haare von bis zu 1 mm Länge (Cook & Urmi König 1983).

2.2.2.2 Fortpflanzung

Da es sich um eine zweihäusige Pflanze handelt, aber nur in wenigen Krebscheren-Beständen männliche und weibliche Blüten gemeinsam anzutreffen sind, ist selten mit einer generativen Vermehrung zu rechnen. Nur wenn männliche und weibliche Blüten in einem Abstand von weniger als 1 km voneinander gleichzeitig blühen, kann es zu Pollenübertragung und damit zu einer erfolgreichen Befruchtung kommen (Smolders et al. 1995). Der Pollentransport selbst ist wenig untersucht. Die Pflanze zieht durch ihre weißen Petalen und einen deutlichen Aasgeruch Insekten an (Cook & Urmi - König 1983). In Stratiotes-Beständen bei Bremen, wo regelmäßig Samenbildung beobachtet wird, sorgt die zu den Salz- oder Sumpffliegen gehörende *Hydrellia tarsata* für den Pollentransport (Katzenberger & Zacharias 2015). Blüten werden von April bis August gebildet, die Blütezeit einer einzelnen Blüte beträgt allerdings nur wenige Tage. Kommt es zu einer Bestäubung und anschließenden Fruchtbildung, reift die Frucht zwischen den Hochblättern, biegt sich dann seitlich heraus und platzt zur Samenfreisetzung unter Wasser auf (Hudler 2014). Nach der Bestäubung im Mai kommt es zur Reifung der Früchte Mitte September, wenn die Pflanzen bereits abzusinken beginnen. Beim Absinken der Blattrosette werden die reifen Früchte abgestreift, platzen auf und entlassen die Samen in einer gallertigen Masse (Cook & Urmi – König 1983). An den Härchen der frischen Samen können sich Gasblasen anhaften, wodurch die Samen schwimmfähig werden. Auf diese Weise können sie leichter driften oder durch Wasservögel verbreitet werden (Hudler 2014). Reife Früchte verfärben sich braun, die kleineren sterilen Früchte gelblich, bevor sie zu faulen beginnen (Cook & Urmi König 1983). Nach einem Bericht von 1865 (Irmisch 1865) erfolgt die Keimung ca. 4 Monate nach dem Absinken der Samen auf den Gewässergrund. Zum größten Teil gehen Verbreitung und Bestandserhalt der Krebschere durch vegetative Vermehrung vonstatten. Dabei bilden die Elternpflanzen Ableger, Stolonen, die mit ihnen verbunden bleiben, bis sie eine entsprechende Größe erreicht haben und sich als selbständige Pflanze ablösen. Diese Bildung von Ausläufern kann grundsätzlich zu jeder Jahreszeit erfolgen, tritt aber vor allem im Sommer und Herbst auf. Zur Bildung von Überwinterungsknospen kommt es dagegen ausschließlich im Herbst. Diese Turionen sind vegetativ gebildete Knospen von kurzen

Sprossen mit Blättern, die sich von der Mutterpflanze lösen und zur Überwinterung zum Gewässergrund absinken. Mit Beginn der nächsten Vegetationsperiode treiben sie als neue Pflanze aus. Die freischwimmenden Ableger und Turionen können bei entsprechender Verdriftung auch zur weiteren Verbreitung der Krebschere in angrenzende Gewässer beitragen.



Abbildung 7: Ableger (rechts) und Turionen (links) von *Stratiotes aloides* (Bernhardt et. al. 2016)

2.2.2.3 Lebensweise

Stratiotes aloides hat eine unter den Wasserpflanzen einmalige Lebensweise und eine ganz spezielle Methode zur Überwinterung entwickelt, indem sie sich in der kalten Jahreszeit auf den frostsicheren Grund ihres Gewässers zurückzieht. Im Sommer treiben die Blattrosetten aufgrund des Gleichgewichts von aerenchymhaltigen, schwimmenden Blättern und schwereren Wurzeln aufrecht an der Wasseroberfläche. Die Wurzeln hängen je nach Wassertiefe frei im Wasser oder sind locker im Boden verankert. Gegen Ende der Vegetationsperiode werden keine neuen Blätter mehr gebildet, die alten sterben zum Teil ab. In diesem Stadium hat eine große Pflanze bis zu 20 lebende und 20 tote Blätter. In den abgestorbenen Pflanzenteilen kollabiert das Aerenchymgewebe und wird mit Wasser gefüllt.

Die Blätter werden dadurch schwerer, die ganze Pflanze sinkt allmählich zu Boden. Im Idealfall für die Krebschere gelangt die gesamte Pflanze unter der Wasseroberfläche und kann hier überwintern. Auch ein zeitweises vollkommenes Durchfrieren kann sie so überdauern. Mit steigender Temperatur und Tageslänge setzt im Frühjahr die Photosynthese wieder ein. Sowohl die überwinterten Mutterpflanzen als auch die Ableger und Turionen bilden neue Blätter. Dieses junge Blattgewebe enthält wieder gasgefüllte Aerenchymzellen, wodurch die leichter werdenden Pflanzen allmählich an die Wasseroberfläche steigen. Mit der Bildung einer großen Blattrosette beginnt der Kreislauf von vorn. In sehr tiefem oder trübem Wasser reicht die Lichtintensität für eine ausreichende Photosynthese und Gasbildung allerdings nicht aus, die jungen Pflanzen können nicht aufsteigen. In tiefen Seen existiert die Krebschere in einer Tiefe von 1 bis 5 m als dauerhaft submerse Form am Gewässergrund. Ihre Blätter sind deutlich länger und dünner, um das vorhandene Licht optimal zu nutzen, sie bildet Ausläufer, ist allerdings steril (Cook & Urmi – König 1983).

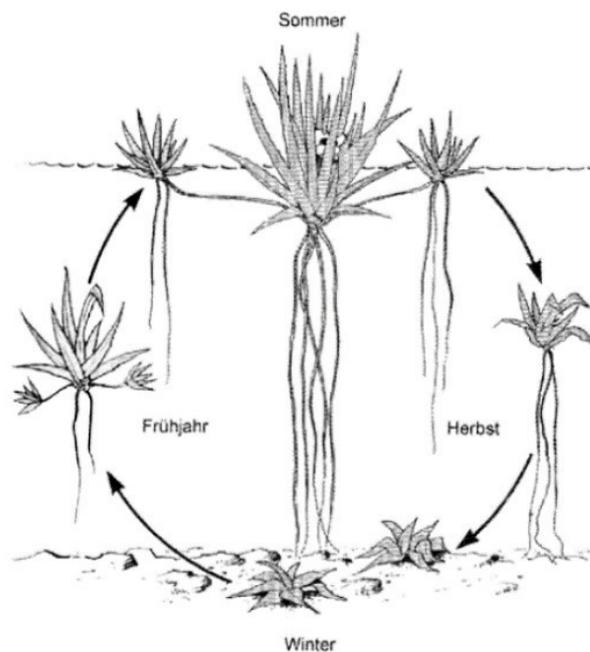


Abbildung 8: Lebenszyklus *Stratiotes aloides* (Quelle: Pott & Remy 2000)

2.2.2.4 Vorkommen

Aufgrund ihrer dekorativen Blattrosetten und des bei geeigneten Bedingungen raschen Wachstums wurde die Krebschere schon sehr früh zur Begrünung von Teichen und Kanälen eingesetzt. So empfiehlt sie Miller in seinem „Gardeners Dictionary“ bereits 1754. Ab dem frühen 18. Jahrhundert ist ihre Verwendung in Gärten belegt und sicher kam es schon damals zur Verschleppung in angrenzende natürliche Gewässer (Cook & Urmi – König 1983). Daher ist es heute fast unmöglich, zwischen heimischen und nicht heimischen Krebschere-Populationen zu unterscheiden. Zur Feststellung des ursprünglichen

Verbreitungsgebietes wurde auch auf Herbarien und die fossil vorkommenden, oft gut erhaltenen Samen zurückgegriffen (Cook & Urmi – König 1983). Allerdings sind Krebscheren-Samen allgemein relativ selten. So fand man unter fast 500 untersuchten Pflanzen aus Herbarien trotz gemeinsamen Vorkommens männlicher und weiblicher Pflanzen nur an einer einzigen Pflanze Samen (Cook & Urmi – König 1983). Gründe dafür mögen auch darin zu suchen sein, dass beim Sammeln die unscheinbarere weibliche Pflanze übersehen wird oder das Pflanzensammeln schon vor der späten Fruchtreife eingestellt wurde. Die Möglichkeit von Vogelfraß muss ebenfalls berücksichtigt werden. Nach heutigem Wissen dürfte die Krebschere ursprünglich in Teilen Skandinaviens, in Dänemark, den Niederlanden, im Osten Englands und im Norden von Deutschland und Polen sowie in den Donauauen heimisch sein. Die heute existierenden Populationen bestehen allerdings aufgrund der vorherrschenden vegetativen Fortpflanzung sehr häufig nur aus Individuen eines Geschlechts. In Deutschland und in den Donauauen treten fallweise sowohl männliche als auch weibliche Krebscheren-Pflanzen gemeinsam auf, wobei es dann auch zu Samenbildung kommen kann (Cook & Urmi – König 1983). Oft kommen allerdings auch hier männliche und weibliche Pflanzen räumlich getrennt vor. Von der früheren Annahme, dass nördlich der Linie Cherbourg - St. Petersburg ausschließlich weibliche, südlich davon und im Südosten nur männliche Krebschere vorkommen, ist man nach Untersuchungen von Pflanzenmaterial aus Herbarien abgekommen. Allerdings weiß man, dass es nördlich dieser Grenze zu keiner Ausbildung von Samen kommt. So sind z.B. im Osten Englands seit der Eiszeit keine fossilen Samen gefunden worden (Cook & Urmi – König 1983). Hinweise auf das Gebiet, in dem die Krebschere ursprünglich beheimatet war, kann die Verbreitung der von *Stratiotes aloides* abhängigen Libellenart *Aeschna viridis* geben. Die Weibchen legen ihre Eier auf die von Wasser bedeckten Teile der emersen Krebscheren-Blätter. Bis zur Reife in 2 bis 3 Jahren bleiben die Libellenlarven auf den Blattrosetten, sinken mit ihnen zum Gewässergrund ab und überwintern dort. Da diese Libellen im Norden Europas, nicht aber westlich der Niederlande und im Süden vorkommen, und ihre Fortpflanzung von *Stratiotes aloides* abhängig ist, könnte ihr Verbreitungsgebiet dem ursprünglichen der Krebschere entsprechen (Cook & Urmi – König 1983).

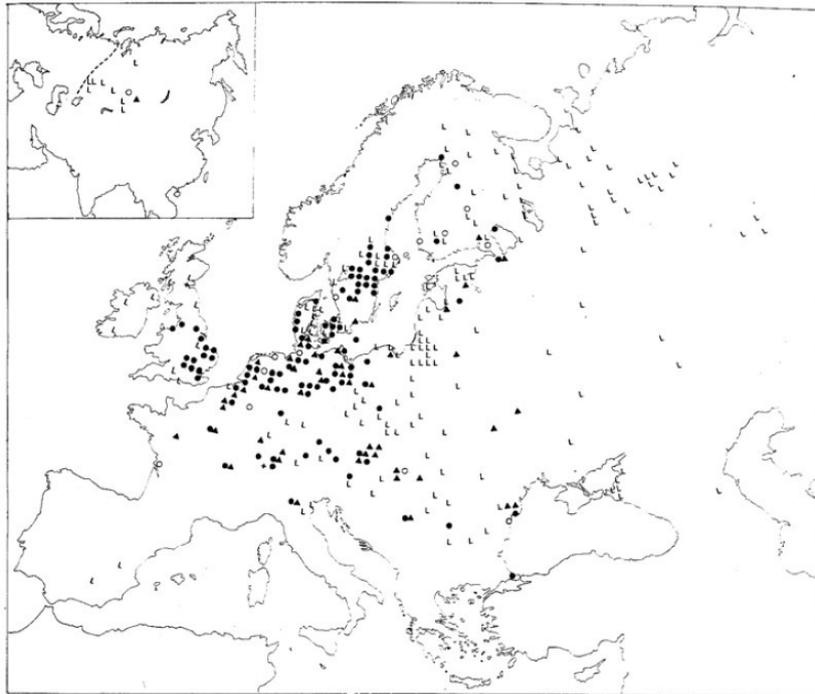


Abbildung 9: Verbreitungskarte von *Stratiotes Aloides* in Europa (Quelle: Cook & Urmi-König 1983)

2.2.2.5 Ökologie und Gefährdung von *Stratiotes aloides*

Obwohl sie im Sommer emers lebt, kann die Krebssschere nicht als Landpflanze und daher auch nicht in zeitweise trockenfallenden Gewässern existieren, während eine submerse Lebensweise möglich ist. Ihre Wurzeln sind im Substrat meist leicht verankert, daher sind fließende Gewässer oder solche mit stark fluktuierendem Wasserstand für die Krebssschere ungeeignet (Cook & Urmi – König 1983). Ideale Standorte für *Stratiotes aloides* sind Altwasser und Seitenarme von Flüssen, Gräben oder stille Kanäle und geschützte Buchten von Seen.

Das Vorkommen der Krebssschere beschränkt sich auf Gewässer mit schlammigem Grund und mittlerem Verlandungsgrad, unabhängig von deren Sauerstoffgehalt (Cook & Urmi – König 1983). Meist wächst sie in mesotrophem, kalkhaltigem Wasser, wird aber auch in oligo- und eutrophem Milieu angetroffen (Smolders et al. 2003; Cook & Urmi - König 1983). PH-Werte von 7,3 bis 7,9 sind optimal zur Freisetzung des für die Photosynthese notwendigen CO₂ (Bernhardt et al. 2016; Seyser 2017). Die Krebssschere ist aber auch in der Lage, einen pH-Wertbereich von 4,5 – 8,5 zu tolerieren (Cook & Urmi – König 1983). Die Krebssschere benötigt sonnige Standorte im stehenden oder nur ganz schwach fließenden Gewässer, eine Schwankung der Wassertiefe zwischen mindestens 40 cm und maximal 120 cm begünstigt ihre submerse – emerse Lebensweise (Bernhardt et al. 2016; Seyser 2017). Die Begleitvegetation sowohl im Wasser als auch an den Ufern spielt eine bedeutende Rolle.

Die terrestrische Begleitvegetation ist verantwortlich für die Lichtsituation, eine Beschattung des Krebscherenhabitats wirkt sich negativ auf die Vitalität aus. Die aquatischen Begleiter können bei entsprechender Dichte den Ab- und v.a. den Auftauchvorgang einerseits rein mechanisch behindern. Andererseits spielt die Beschattung und Lichtkonkurrenz auch hier eine entscheidende Rolle. Nicht zu unterschätzen sind die negativen anthropogenen Einflüsse durch Badende, Spaziergänger, Hunde, Müll und Freizeitfischer (Bernhardt et al. 2016).

Stratiotes aloides ist die Charakterart von *Hydrocharito – Stratiotetum*, kommt aber auch gelegentlich in Gesellschaft mit *Myriophyllo – Nupharetum*, *Sparganio – Sagittarietum* und *Equisetum – Limosi*, zudem in verschiedenen *Phragmitetum* und *Lemna – Assoziationen* vor (Cook & Urmi – König 1983).

Gewässer mit dichten Krebscheren-Beständen weisen trotz der schlammigen Böden fast immer sehr klares Wasser auf. Der Grund dafür wurde häufig im Nährstoffwettbewerb gesehen (Brammer 1979). Allerdings konnten auch klare, aber sehr nährstoffreiche Gewässer mit *Stratiotes* gefunden werden. Grund für diesen Mangel an Phytoplankton sind allelopathische Substanzen, die die Krebschere ausscheidet (Jasser 1995). Diese hemmen das Phytoplankton-Wachstum bis zu 50% (Mulderij et al. 2005 & 2007). Außerdem verlängern die Exsudate der Krebschere die Latenzzeit bis zum Einsetzen des Algenwachstums. Dieser verzögernde Effekt ist für *Stratiotes aloides* vor allem im Frühling während der submersen Phase beim Wettbewerb um das für die Photosynthese benötigte Licht von großer Bedeutung (Mulderij et al. 2005). In Stresssituationen wie Lichtlimitierung kann der allelopathische Effekt (Reigosa et al. 1999) noch ansteigen. In den dichten Beständen während des Sommers ist die wachstumshemmende Wirkung der Krebschere eher auf die massive Beschattung durch die Blattrosetten zurückzuführen (Mulderij et al. 2005 & 2007).

Auch andere aquatische Makrophyten machen sich diese guten Wachstumsbedingungen in Gewässern mit Krebscheren- Beständen zu Nutze, was zu einem höheren Speziesreichtum innerhalb dieser Pflanzengesellschaften führt (Sugier et al. 2010). *Stratiotes aloides* liefert somit einen wichtigen Beitrag zur Biodiversität in unseren Gewässern (Katzenberger & Zacharias 2015).

Die Krebschere ist eine sehr gesellige Pflanze, die bei idealen Bedingungen Bestände mit enormer Individuenzahl bilden kann. Während der Sommermonate kann die Krebschere eine extreme Produktivität entwickeln. Pro Tag ist eine Trockengewichtszunahme von 112 bis 210 kg/ha mit Spitzen bis 460kg/ha möglich (Cook & Urmi – König 1983; Segal 1973). Die Biomasse einer dichten Krebscheren-Population beträgt bis zu 6300kg/ha. Somit spielt die Krebschere auch eine große Rolle in der Verlandungssukzession (Cook & Urmi – König 1983). Abhängig vom jeweiligen Standort, v.a. von der Wassertiefe und den

Ausbreitungsmöglichkeiten, kann dieses extreme Wachstum zur Verlandung führen bzw. diese beschleunigen (Cook & Urmi – König 1983). Die Krebschere ist somit in der Lage, ihren eigenen Lebensraum zu zerstören (Jordan et al. 2010). Das enorm rasche Nachwachsen und der hohe Mineralstoff- und Phosphorgehalt machen die Pflanze zu einem idealen Düngelieferanten. Auch die Verwendung als Grünfutter für Rinder und Schweine ist belegt (Cook & Urmi – König 1983).



Abbildung 10: Flächendeckender Bewuchs mit *Stratiotes aloides* beim Öllager in der Lobau (eigene Aufnahme)

In vielen Gebieten Europas ist allerdings seit dem vorigen Jahrhundert eine deutliche Abnahme der Krebschere-Bestände zu beobachten. Schon 1941 wird vom drastischen Rückgang dieser Pflanze und dem Aussterben der von ihr abhängigen Zwergmöve an einem See in Preußen berichtet. Als Ursache konnte damals das Eindringen von Ostseewasser in den See festgestellt werden (Steininger 1941). Seit den 1960er Jahren kommt es im ganzen Verbreitungsgebiet von *Stratiotes aloides* zu einer deutlichen Abnahme (Harpenslager et al. 2016). Die Gründe dafür sind vielfältig. Durch das fast gänzliche Fehlen der generativen Fortpflanzung, die für die Vitalität einer Population von Bedeutung ist, kann es zu einer genetischen Verarmung und Schwächung der Bestände kommen. Aber auch die vegetative Vermehrung der Krebschere in den Auengebieten ist durch die Abtrennung der Altarme von der Flussschiffahrt und die Isolierung der einzelnen Gewässer erschwert. Eine Verdriftung von Ablegern durch verbindende Wasserläufe oder bei Hochwasser ist fast unmöglich. Durch

die Abtrennung vom Fluss kommt es, z.T. durch *Stratiotes aloides* mitverursacht, außerdem zur Verlandung einzelner Standorte. Das heißt, im Zuge der aktuellen Entwicklung der Auen nimmt die Zahl möglicher Standorte für die Krebschere laufend ab. Doch auch an scheinbar noch intakten Standorten ist die Krebschere in den letzten Jahren zurückgegangen oder ausgestorben (Lapin 2016; Seyser 2017). Der Grund kann also nicht nur in der morphologischen Veränderung der Auen liegen, sondern muss in der Änderung der physikalischen und chemischen Parameter der Auengewässer zu suchen sein. Untersuchungen von Standorten, an denen die Krebschere erst vor kurzem ausgestorben ist, haben besonders hohe Nitratkonzentrationen ergeben (Abeli et al. 2014). Dieses Nitrat-Angebot kann durch Stimulation des Algenwachstums bis zur Bildung von Algenrasen führen, die *Stratiotes aloides* rein mechanisch beim Aufsteigen bzw. Absinken im Laufe des Jahreszyklus behindern. Krebscheren-Rosetten können von Phytoplankton ganz überwuchert werden und dadurch absinken (Smolders et al. 2003). Außerdem kommt es in den darunterliegenden Schichten zu Sauerstoffmangel, was zur Freisetzung von Phosphor aus den Sedimenten und damit zu einer weiteren Ankurbelung des Phytoplankton-Wachstums führt (Abeli et al. 2014). Mit zunehmender Ausbreitung der Algendecke wird das Eindringen des Sonnenlichts in untere Wasserschichten erschwert und die Entwicklung der Krebschere v.a. im Frühling zusätzlich gestört (Abeli et al. 2014). Allelopathischen Effekte der Krebschere, die das Wachstum von Phytoplankton entscheidend hemmen könnten, treten in ausreichendem Umfang nur in sehr großen und dichten Krebscheren - Beständen auf (Mulderij et al. 2005).

Das Oberflächenwasser von Gewässern, die bis vor kurzem noch *Stratiotes aloides* Habitate aufwiesen, zeichnet sich außerdem durch einen höheren pH-Wert und deutlich niedrige Kohlendioxid-Konzentrationen aus. Ein ausreichend hoher CO₂-Gehalt ist aber für die Photosynthese und damit das Wachstum der Krebschere unerlässlich (Abeli et al. 2014). In den Niederlanden sieht man die Hauptverantwortung für den Rückgang der Krebschere in den steigenden Sulfat-Konzentrationen der Gewässer. Diese werden durch einfließendes Rhein-Wasser verursacht, das Kalziumsulfat aus den Gips-Schichten im Rheinbecken aufgenommen hat (Abeli et al. 2014). Eine Korrelation der stark abnehmenden Vitalität von Krebscheren-Beständen mit hohem Sulfatgehalt konnte auch in den Donauauen festgestellt werden (Hudler 2014). Dieser hohe Sulfatgehalt führt über mehrere Stufen einerseits zu einem Eisenmangel, zum anderen zu toxisch hohen Konzentrationen an Sulfiden im Sediment und zu Ammoniumtoxizität. Phosphat wird freigesetzt und beschleunigt den Abbau organischen Materials, es kommt zur inneren Eutrophierung (Smolders et al. 2003; Roelofs 1996). Das vermehrte Pflanzenwachstum führt zu gesteigerter Konkurrenz der Krebschere mit nicht wurzelnden Spezies (Smolders et al. 2003; Roelofs 1996). Diese können dicke Decken bilden, die einerseits das Aufsteigen der Krebschere im Frühling behindern,

andererseits können sie die Stratiotes-Rosetten überwuchern und füllen und so ihr Absinken herbeiführen (Smolders et al. 2003). Die Summe dieser Effekte kann als „Multiples Umweltstress-Syndrom“ bezeichnet werden (Smolders et al. 2003). Aktuell sind in Österreich nur noch geringe Bestände in den Auen Wiens und Niederösterreichs in den Traunauen Oberösterreichs zu finden. Die Krebschere ist heute eine geschützte Pflanze und wird in der Roten Liste (Niklfeld 1986) geführt.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Allgemeines zum Untersuchungsgebiet

Die Donau wird auf den 350 km, die sie durch österreichisches Staatsgebiet fließt, vor allem vom Inn bestimmt, dessen Einzugsgebiet in den Alpen ihn zu einem Gebirgsfluss macht. Dem entsprechend führt die Donau im Sommer viel, im Winter wenig Wasser. Ihr Pegelstand bei Wien schwankt zwischen 7 und 8 m. Durch die Regulierung und damit Verkürzung des Flusses hat er in diesem Bereich ein relativ starkes Gefälle von 40 cm/km und daraus resultierend eine hohe Strömungsgeschwindigkeit von 1,5 bis 2,5 m/s. Bei Mittelwasser führt die Donau 1900 m³/s, bei einem zehnjährigen Hochwasser dagegen 7300 m³/s. Das Verhältnis zwischen niedrigsten, mittleren und höchsten Abflussmengen ist für die Dynamik des Auwald-Ökosystems entscheidend (Schratt – Ehrendorfer & Rotter 1999).

Durch die menschlichen Eingriffe der vergangenen zweihundert Jahre sind in ganz Österreich nur noch 15% der möglichen Auwaldgebiete tatsächlich von Auwald bedeckt (Poppe et al. 2003). Entlang der Donau beträgt der Verlust an Auengebiet 68% (Sommerwerk et al. 2010). Im Bereich der Donau östlich von Wien befindet sich eines der letzten Auengebiete, das seit 1996 im Nationalpark Donauauen geschützt ist (Nationalpark Donau – Auen, online unter: www.donauauen.at). Durch die früheren Eingriffe, v.a. durch den Marchfeldschutzdamm und die Regulierung des Stroms, ist das Auengebiet aber größtenteils von der Flussdynamik abgeschnitten und nur bei Hochwasserereignissen oder sehr zeitverzögert über das Grundwasser mit der Donau in Kontakt (Schratt – Ehrendorfer & Rotter 1999). Die Entwicklung der Donauauen ist daher durch zunehmende Verlandung geprägt.

Klimatisch ist das Untersuchungsgebiet im Wiener Becken durch die Zugehörigkeit zum pannonischen Klima bestimmt. Dieses zeichnet sich durch kalte Winter und niederschlagsarme, heiße Sommer aus. Durch die niedrige jährliche Niederschlagsmenge von 500 – 600 mm (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, online unter:

www.zamg.ac.at/cms/de/klima) und aufgrund der starken Verdunstung im Sommer kann es zu Dürreperioden und zeitweisem Trockenfallen von Gewässern kommen. Andererseits können diese zwischen Dezember und Februar zumindest zum Teil zufrieren. Stürme und starke Winde beeinträchtigen die Vegetation über und zum Teil sogar unter der Wasseroberfläche, da sie den Stützapparat knicken und zerstören und ganze Pflanzen entwurzeln können (Schratt – Ehrendorfer & Rotter 1999).

Tabelle 1: Durchschnittliche Lufttemperatur und Niederschlag pro Monat und Jahr von 1971 – 2000; gemessen in der Wetterstation Groß – Enzersdorf; online unter: www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-0/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm

Monat	Lufttemperatur in °C	Niederschlag in l/m ²
Januar	-0,4	28
Februar	1,1	27,9
März	5,3	35,4
April	9,7	38,8
Mai	14,8	55,2
Juni	17,8	67,4
Juli	20	59,5
August	19,6	50,2
September	15,2	49,8
Oktober	9,7	32,1
November	4,2	42,7
Dezember	1,1	33
Jahr	9,8	520

Der physikalische Aufbau und die chemische Zusammensetzung eines Bodens sind neben Klima und Grundwassersituation entscheidende Standortfaktoren für eine pflanzliche Besiedelung.

Die Böden des Wiener Beckens basieren auf großflächigen Schotterterrassen, die während der letzten Eiszeit hier abgelagert wurden (Jelem 1972) und eine Dicke von 8 bis 10 m erreichen. An der Oberfläche findet sich heute lediglich an einzelnen Stellen Schotter, der aufgrund fehlender Kapillarkräfte und des Nährstoffmangels nur von sehr wenigen Pflanzen besiedelt werden kann. Der Großteil des Aubodens wird von Schlick und Feinsand sowie dem nährstoffreichen Aulehm und Letten gebildet (Skof 2013). Die typischen Böden der Weichholzau, wie wir sie hier antreffen, entwickeln sich aus Rohauböden, die wegen ihrer Nähe zum Wasser der Überschwemmungsdynamik unterliegen. Durch die regelmäßigen Überflutungen tragen sie nur eine geringe Humusaufgabe. Kommt es nicht mehr zu Überflutungen, entwickeln sich aus diesem jungen Rohauboden humusreichere, fruchtbare

Grau- und Braunauböden. Daneben findet man in Auengebieten Schwemmböden, die aus abgelagertem Material bestehen. Der Boden des Gewässergrundes wird als Subhydrischer Boden bezeichnet und weist meist eine sehr hohen Humusgehalt von bis zu 1 % auf (Blume et al. 2010; Jelem 1974). Diese Humusaufgabe wird in tiefen Gewässerbereichen v.a. durch Plankton gebildet, am Gewässerrand auch durch abgestorbene Pflanzenteile. In nährstoff- und sauerstoffreichen Gewässern bilden sich oft Grauschlammböden (Gyttien), in denen häufig Seerosen- und Schilfröhrichtgesellschaften wurzeln. Bei Eutrophierung und schlechter Durchlüftung bilden sich dagegen Faulschlammböden (Sapropelen), die wegen ihres Sauerstoffmangels ungünstige Wachstumsbedingungen bieten (Schratt-Ehrendorfer & Rotter 1999).

3.2 Untersuchte Standorte

Im Sommer 2017 wurden im Zuge dieser Masterarbeit insgesamt sieben Standorte untersucht, die für die Beimpfung mit *Stratiotes aloides* geeignet erscheinen. Diese Untersuchungsstandorte wurden bereits 2015/2016 von Frau Dr. Dipl.-Ing Katharina Lapin im Auftrag des Nationalparks Donau - Auen begangen. In ihrer Arbeit werden diese Gewässerabschnitte als mögliche Habitate für Krebscheren-Populationen ausgewiesen. Alle sieben Standorte befinden sich im Bereich des Nationalparks Donau-Auen zwischen den Gemeinden Eckartsau, Witzelsdorf und Stopfenreuth. Zwei dieser Standorte sind durch den Marchfeldschutzdamm von der Dynamik der Donau getrennt. Die anderen fünf Abschnitte befinden sich südlich des Damms und sind daher stärker an die Flussdynamik gekoppelt (Lapin 2016). Diese Bereiche werden bei Hochwasserereignissen von den Fluten erreicht, außerdem sind sie stärker von den Schwankungen des Grundwassers betroffen. An allen sieben Standorten konnte so gut wie keine Fließgeschwindigkeit festgestellt werden.



Abbildung 11: Lage der Ersatzstandorte (eigene Darstellung)

Tabelle 2: Verortung der Standorte

Name d. Gewässers	Nummerierung	N Koordinate	O Koordinate
Fadenbach, südl. d. Damms	1	48,1305	16,7864
Alter Seitenarm d. Fadenbachs, südl. Damm	2	48,1321	16,7641
Narrischer Arm, nördl. Damm #1	3	48,1375	16,8251
Narrischer Arm, nördl. Damm #2	4	48,1365	16,8369
Narrischer Arm, südl. Damm	5	48,1289	16,8251
Roßkopf	6	48,1495	16,8953
Tiergartenarm	7	48,1562	16,9107

3.2.1 Fadenbach südlich des Damms

Der Fadenbach ist ein ehemaliger Donauarm, der sich ca. 30 km am nördlichen Rand des Nationalparks von der Ortschaft Mühlleiten über Orth und Eckartsau bis nach Witzelsdorf erstreckt. Durch die Donauregulierung, insbesondere durch den Bau des Marchfeldschutzdamms, wurde die Verbindung dieses Gewässers mit dem Strom massiv beeinträchtigt. Der mäandernde Lauf des Bachs wurde durch den Damm mehrmals durchtrennt und mehrere Schlingen wurden abgeschnitten. Das Gewässer ist somit teilweise von der Donau isoliert, die Dotierung des Fadenbachs mit Oberflächenwasser wurde gänzlich unterbunden. Er wird lediglich mit Grundwasser versorgt und führt seitdem immer weniger Wasser. In seinem Oberlauf sind nur noch Tümpel, im Unterlauf Tümpelketten vorhanden (Keckeis & Sehr 2014; Fadenbach Homepage, online unter: www.fadenbach.at).

Das Aufnahmegebiet Fadenbach südlich des Damms befindet sich ca. 1,3 km vom Schloss Eckartsau entfernt. Dieser Abschnitt des Fadenbachs erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung, er liegt südlich des Marchfeldschutzdamms und ist von diesem ca. 350 m entfernt. Der Fadenbach wird an dieser Stelle vom Damm durchtrennt. Eine merkliche Folge dieser baulichen Maßnahme ist das Einsetzen von Verlandung direkt unterhalb des Damms, welche durch die starke Verbreitung von *Polygonum hydropiper* ersichtlich wird. Die Breite des Fadenbachs an den Transekten betrug zum Zeitpunkt der Aufnahmen zwischen 15 und 20m. An beiden Uferseiten ist die Baum- bzw. Strauchschicht noch nicht sehr hoch. Dies sorgt dafür, dass es sich trotz der geringen Breite des Gewässers um einen eher hellen Standort handelt. Die Verlandungstendenz wird durch die zeitweise sonnige Lage noch verstärkt, wobei es neben den optimalen Wachstumsbedingungen auch zu starken Verdunstungsverlusten kommt.



Abbildung 12: Fadenbach südlich des Damms (eigene Aufnahme)

3.2.2 Alter Seitenarm des Fadenbachs, südlich des Damms

Bei diesem Standort handelt es sich, wie der Name schon sagt, um einen Seitenarm des Fadenbaches, der durch die Errichtung des Damms abgetrennt wurde und südlich von diesem liegt. Der Standort hat eine Nord- Süd Orientierung und ist ca. 2,5 km. vom Schloss Eckartsau entfernt. Aufgrund der ca. 20 -25 m hohen Pappelbestände am westlichen Ufer ist dieser Gewässerabschnitt als halbschattig zu bezeichnen. Diese Situation wird durch die geringe Gewässerbreite von 15 – 20 Metern verstärkt. Markant sind mehrere quer über das Gewässer gestürzte Bäume, an denen Seerosen und anderes Totholz und Treibgut hängen bleiben.



Abbildung 13: Alter Seitenarm des Fadenbachs, südl. des Damms (eigenen Aufnahme)

3.2.3 Narrischer Arm, nördlich des Damms #1

Dieses Aufnahmegebiet befindet sich in unmittelbarer Nähe zum Marchfelddamm, der hier den Fadenbach erneut durchschneidet. Im Gegensatz zu den vorher beschriebenen Gewässerabschnitten liegt dieser nördlich des Bauwerks und ist somit weniger gut mit der Dynamik der Donau verbunden. Der Gewässerabschnitt hat eine geschätzte Breite von ca. 40 m. Er ist in Nord-Süd-Richtung orientiert und knapp 1 km von Witzelsdorf entfernt. Am östlichen Ufer befindet sich ein Areal mit sehr großen *Phragmites australis* Beständen. In diesem Bereich des östlichen Ufers sind fast keine Bäume vorhanden, was für gute Sonneneinstrahlung und viel Licht am gegenüberliegenden westlichen Ufer sorgt. Am Westufer, wo die Aufnahmen gemacht wurden, sind bis zu 25m hohe Vegetationsschichten vorhanden, die an das Ufer heranreichen. Da sich entlang des westlichen Ufers die Gegebenheiten hinsichtlich Vegetation und Beschaffenheit nicht ändern hat man sich entschieden, nur einen Transekt über das Gewässer zu legen.



Abbildung 14: Narrischer Arm, nördl. des Damms #1 (eigene Aufnahme)

3.2.4 Narrischer Arm, nördlich des Damms #2

Dieser Standort liegt am westlichen Schenkel desselben Mäanders wie der vorherige Standort und ist von diesem knapp 350 m entfernt. Das Gewässer befindet sich ebenfalls nördlich des Marchfelddammes und verläuft hier in Ost- West Richtung. Der Gewässerabschnitt hat eine Breite von 25 – 30m. Die Vegetation an beiden Ufern ist relativ dicht, am südwestlichen Ufer ist die Kronenschicht aber lückenhaft und viel Licht kann hindurchströmen. Somit handelt es sich um einen sehr sonnigen Abschnitt. Die Lücken in der Baumkrone sind möglicherweise durch Sturm entstanden. Sichtbare Folgen wie umgefallene Bäume im Gewässer sind nicht zu erkennen, doch ist entlang der Ufern einiges an Totholz vorhanden.



Abbildung 15: Narrischer Arm, nördlich des Damms #2 (eigenen Aufnahme)

3.2.5 Narrischer Arm südlich des Damms

Im Gegensatz zu den zwei vorherigen Untersuchungsgebieten wurden diese Transekte knappe 600 m südlich des Damms gelegt, in einem Teil des Narrischen Arms, der noch mit der Donau und somit ihren Pegelschwankungen verbunden ist. Die Aufnahmen wurden am östlichen Ufer des nordost – südwest orientierten Gewässers durchgeführt. Auf dieser Seite findet man entlang des Ufers dichte Stauden vor, die bis an das Wasser reichen. Bäume mit einer geschätzten Höhe von bis zu 30 m sorgen auf dieser Seite für Schatten. Am westlichen Ufer ist die Baumschicht nicht so dicht und erreicht nur vereinzelt eine Höhe von über 20 m. An beiden Ufern hat sich einiges an Totholz angesammelt, vor allem an einer kleinen Insel im Gewässer, wo sich größere Baumstämme sammeln. Der Totholzanteil wird in nächster Zeit sehr wahrscheinlich steigen, da einige Pappeln am westlichen Ufer abgestorben sind und sich in Richtung Narrischer Arm lehnen.



Abbildung 16: Narrischer Arm, südl. des Damms (eigene Aufnahme)

3.2.6 Roßkopfarm

Der untersuchte Abschnitt des Roßkopfarms verläuft parallel zwischen der Donau und dem erweiterten Abschnitt des Marchfelddammes. Von Stopfenreuth ist das Gebiet ca. 800 m entfernt, es liegt westlich der B - 49 und der Donaubrücke nach Hainburg. Das Gewässer besitzt eine Breite von ca. 30 - 40 m und ist an beiden Seiten von hohen Bäumen umgeben, die entlang des südlichen Ufers Schatten verursachen. Das nördliche Ufer, an dem die Transekte gelegt wurden, ist flacher, die Strauchschicht reicht bis ans Gewässer. Entlang beiden Ufern sind Totholz sowie quer über den Roßkopf liegende umgestürzte Baumstämme zu erkennen, an denen *Nuphar lutea* und *Ceratophyllum demersum* wachsen und sich sammeln. Zusätzlich sind große Bestände von unterschiedlichen *Potamogeton* Arten mit freiem Auge erkennbar.



Abbildung 17: Roßkopfarm (eigene Aufnahme)

3.2.7 Tiergartenarm

Bei diesem Gewässerabschnitt handelt es sich um das östlichste Untersuchungsgebiet. Es liegt ca. 500 m südlich des Marchfelddammes und östlich der Brücke nach Hainburg. Die Breite des Fadenbachs beträgt hier zwischen 25 und 30 m. Am östlichen Bereich des Altgewässers ist es noch mit der Donau verbunden. Zusätzlich gibt es einen Einströmbereich, der schon bei einer Erhöhung des Normalspiegels der Donau um 0,3 m eine Verbindung der Gewässer ermöglicht. An durchschnittlich 132 Tagen pro Jahr ist dieser Zustand gegeben (Reckendorfer et al. 2004/2016). Der Tiergartenarm verläuft in diesem Abschnitt in Nord – Süd Richtung, die Transekte wurden am westlichen Ufer gelegt. Dieses war in diesem Bereich sehr steil und schwer zu begehen. Entlang beider Ufer sind mehrere ins Wasser gestürzte Bäume zu erkennen. Im Gewässer selbst ist hingegen kaum Vegetation sichtbar.

Da sich die Gegebenheiten entlang des Ufers und im Wasser hinsichtlich der vorkommenden Pflanzengesellschaften nicht markant veränderten entschied man sich, am Tiergartenarm nur einen Transekt zu legen.

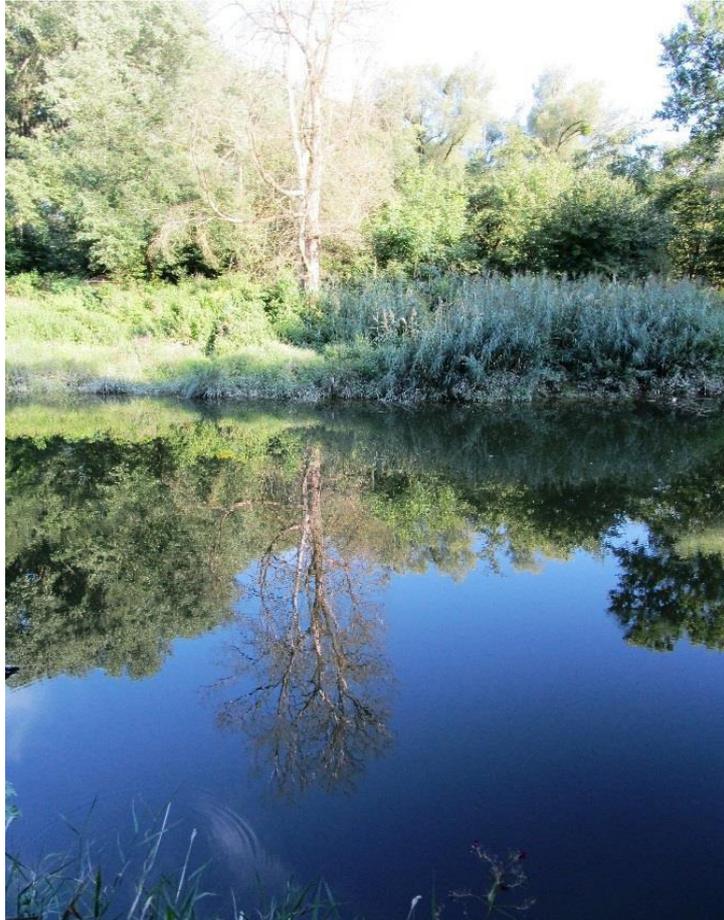


Abbildung 18: Tiergartenarm (eigene Aufnahme)

4 Methoden

4.1 Pflanzensoziologische Vegetationsaufnahme und Analyse

Im Zuge dieser Masterarbeit wurden sieben Gewässer aufgesucht, die als potenzielle Habitate für *Stratiotes aloides* in Frage kamen. Die Lage der Standorte war durch GPS – Koordinaten der Arbeit von Frau Dr. Dipl.-Ing. Katharina Lapin, bekannt. Diese sieben Gewässern wurden zwischen August 2017 und September 2017 begangen und verschiedene Untersuchungen durchgeführt. Dieser Vorgang wurde insgesamt drei Mal wiederholt. Die pflanzensoziologische Vegetationsaufnahme wurde nach der Methode von Braun – Blanquet durchgeführt (Frey & Lössch 2010).

Vor Ort wurden Flächen gesucht, die für das jeweilige Gewässer repräsentativ sind. Diese Flächen müssen homogen, einheitlich sein und eine gewisse Größe aufweisen, damit aussagekräftige Ergebnisse erhoben werden können (Frey & Lössch 2010). An den

ausgewählten Flächen wurden daraufhin Transekte quer über die Gewässer gelegt. Die Länge der Transekte erstreckte sich jeweils von der einen Uferseite zur anderen und erfasste sowohl die Vegetation am Ufer als auch die im Wasser. Die Breite betrug einen Meter.

Damit die Vegetationsaufnahmen möglichst genau und aussagekräftig sind, wurden unterschiedliche Hilfsmittel verwendet. Großteils wurden die Aufnahmen vom Gewässerrand, mit Hilfe einer Teleskopstange mit montierten Haken oder einem Wurfhaken durchgeführt. Mit diesen Werkzeugen konnten bei einem Vorgang gezielt große Mengen an Vegetation aus den Gewässern geholt werden. Bei tieferen und schwerer zu begehenden Standorten wurden Wathosen getragen. Zusätzlich konnte noch auf ein kleines Schlauchboot zurückgegriffen werden, welches aber für diese Standorte nicht gebraucht wurde. Die Bestimmung der gesammelten Vegetation erfolgte mit Hilfe der Bücher „Pflanzen im Süßwasser“ (Oldorf et.al 2016), „Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armeuchteralgen und Moose) in Deutschland“ (Weyer & Schmidt 2007) und „Pflanzensoziologische Exkursionsflora“ (Oberdorfer 1979). Pflanzen, die nicht bestimmt werden konnten, wurden mit Hilfe einer einfachen Presse herbarisiert und für die weitere Bestimmung an das Institut für Botanik an der Universität für Bodenkultur Wien weitergeleitet. Parallel zur Bestimmung der gefundenen Arten wurde ihre Artmächtigkeit geschätzt. Diesen Wert erhält man, wenn die Zahl der gefundenen Pflanzenindividuen mit dem Grad der Deckung, den die jeweiligen Bestände am Gewässer verursachen, kombiniert wird (Frey & Lössch 2010).

Tabelle 3: Schätzung der Artmächtigkeit in Anlehnung an Braun – Blanquet (Frey & Lössch 2010)

r	1 Individuum (auch außerhalb sehr selten), kleine Wuchsformen
+	2–5 Individuen, Deckung ≤ 5%, kleine Wuchsformen
1	6–50 Individuen, Deckung ≤ 5%, einschl. 1–5 Individuen bei großer Wuchsform
1 m	> 50 Individuen, Deckung ≤ 5 %
2a	Individuenzahl beliebig, Deckung > 5–15%
2b	Individuenzahl beliebig, Deckung > 15–25%
3	Individuenzahl beliebig, Deckung > 25–50%
4	Individuenzahl beliebig, Deckung > 50–75%
5	Individuenzahl beliebig, Deckung > 75–100%

Die Einteilung der gefundenen Vegetation nach Pflanzengesellschaften erfolgte nach „Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil II Natürliche Waldfreie Vegetation“ (Grabherr & Mucina 1993) und nach dem Werk „Pflanzengesellschaften Deutschlands“ (Pott 1995).

4.2 Hydrochemische Untersuchungen

Parallel zu den pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden hydrochemische Untersuchungen an den jeweiligen Transekten durchgeführt. Diese Untersuchung erfolgte mit Hilfe eines tragbaren 1-Kanal Multimeter „HQ30d“ der Firma Hach. Mit dessen Hilfe konnte der pH – Wert, die Wassertemperatur sowie die Leitfähigkeit der einzelnen Gewässer gemessen werden. Der Multimeter wurde für diesen Zweck vom Institut für Botanik an der Universität für Bodenkultur Wien ausgeborgt. Die exakte Bestimmung des Eutrophierungsgrades war aufgrund eines Gerätedefekts nicht möglich. Auf die Nährstoffsituation wurde durch die Begleitvegetation rückgeschlossen.

5 Ergebnisse

5.1 Fadenbach südlich des Damms

Dieser Abschnitt des Fadenbaches liegt südlich des Damms, daher wird er bei Hochwasser überflutet und ist mit der Dynamik der Donau verbunden. Der Damm liegt dabei nur wenige hundert Meter nördlich des Untersuchungsgebiets. Sehr auffällig ist die starke Verlandung, die in Richtung Marchfelddamm bereits eingesetzt hat. Verantwortlich dafür ist wahrscheinlich die Orientierung des Fadenbaches, in diesem Abschnitt in Nord-Ost – Süd-West Richtung. Dies sorgt dafür, dass dieser Abschnitt Großteil des Tages besonnt wird. Dies wird dadurch verstärkt, dass sich entlang der Ufer des Fadenbaches hauptsächlich Sträucher wie *Cornus* und junge Bäume befinden, die eine Höhe von 10-15 m so gut wie nicht übersteigen. Nur einzelne Bäume erreichten eine Höhe über 20 m. Die Breite des Gewässerabschnitts betrug zwischen 15 und 20 m, wodurch sich das Wasser aufgrund der geringen Beschattung und der fortschreitenden Verlandung schnell erwärmt. Die Messung der Wassertemperatur im August ergaben am zweiten Transekt, der näher in Richtung Damm liegt, Temperaturen über 26°C. Grund dafür ist wahrscheinlich die fortgeschrittene Verlandung, wodurch das Gewässer an dieser Stelle seicht ist. Aufgrund der höheren Temperatur des Wassers wird die Biomasseproduktion der Pflanzen angeregt, was in der Folge dazu führt, dass sich der Boden durch die Masse der abgestorbenen Pflanzen langsam weiter anhebt und die Verlandung fortschreitet. Die wasserchemische Analyse des Fadenbaches ergab einen durchschnittlicher pH-Wert von 8,74 und eine Leitfähigkeit von 334,5 µS.

Entlang beider Ufer des Fadenbaches konnte im untersuchten Bereich Totholz festgestellt werden. Auf dem Verlandungsbereich zwischen dem Marchfeldschutzdamm und dem Aufnahmegebiet siedeln große Bestände von *Polygonum hydropiper* auf einer Länge von über 200 m.



Abbildung 19: Verlandungsbereich Fadenbach mit *Polygonum hydropiper* (eigene Aufnahme)

Mit freiem Auge leicht zu erkennen waren im zweiten Transekt einige Individuen von *Nuphar lutea*, die am nördlichen Ufer bereits stark von Verlandung und von Trockenfallen betroffen waren. Ähnliches gilt auch für *Hydrocharis morsus ranae* und *Lemna* Arten, die bei der zweiten Begehung am östlichen Ufer bereits trockengefallen waren. In der Mitte des Fadenbaches waren größere Bestände von *Potamogeton lucens*, vor allem aber ausgeprägte Bestände von *Ceratophyllum demersum* erkennbar. Im Verlauf der pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahme konnten sowohl im Röhricht, als auch in der Schwimmblattzone an beiden Transekten Pflanzengesellschaften bestimmt werden. Im Bereich des Röhrichts wurde die Gesellschaft *Typhetum latifoliae* gefunden. Weiters wurde in der Schwimmblattzone *Lemnetum trisulcae*, *Hydrocharitetum morsus – ranae* und *Ceratophylletum demersi* - Gesellschaften erkannt.

Tabelle 4: Wasserchemische Analyse Fadenbach, südlich des Damms

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	ph - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in µS
Fadenbach südl. Damm	1_01	8,66	21,6	339
Fadenbach südl. Damm	1_02	8,82	26,4	330

Tabelle 5: Vegetationsaufnahme Fadenbach südlich des Dammes

Gewässer	Fadenbach südl. Damm					
	T 1.01	T 1.01	T 1.01	T1.02	T1.02	T1.02
Transektnummer						
Datum der Aufnahme	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017
Röhricht						
<i>Carex vesicaria</i>	3	4	3	3	3	3
<i>Polygonum hydropiper</i>	1m	1m	1m	1m	1m	1m
<i>Phragmites australis</i>	r	r	r	r	r	r
<i>Typha latifolia</i>	+	+	r	r	+	r
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	r					
Schwimblattzone						
<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	+	+	+	1	+	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3	3	2a	2b	3	2b
<i>Spirodela polyrhiza</i>	r	r	r	+	1	1m
<i>Potamogeton lucens</i>	2a	1	1	r	r	r
<i>Lemna trisulca</i>	r	r		r	r	r
<i>Hippuris vulgaris</i>	+			r	+	r
<i>Nuphar lutea</i>				2b	2b	2b
<i>Lemna minor</i>			r		r	1
<i>Elodea canadensis</i>	+	+	1	r	+	+
<i>Sagittaria sagittifolia</i>		r				

5.2 Alter Seitenarm des Fadenbachs

Im Gegensatz zum vorherigen Abschnitt des Fadenbaches ist dieser Altarm an beiden Uferseiten von hohen Baumstrukturen umgeben, die teilweise fast an das Gewässer heranreichen. Hauptsächlich handelt es sich dabei um Pappelbestände, die meist eine Höhe über 25 m aufweisen. Die Breite des Altarms betrug zum Zeitpunkt der Aufnahmen geschätzt zwischen 15 und 20 m. Bei diesem Wert sowie bei der Gewässertiefe konnte Ende August ein starker Rückgang festgestellt werden, obwohl es sich um einen schattigen Standort handelt. Mitte September wurde nach Regenfällen wieder einen höheren Wasserstand vorgefunden. Aufgrund der vergleichsweise eher geringen Gewässerbreite und der hohen und dichten Baumkrone handelt es sich hier trotz der Nordost – Südwest – Orientierung um ein eher schattiges Untersuchungsgebiet. Trotz der schattigen Lage betrug die Wassertemperatur wahrscheinlich aufgrund der niedrigen Wassertiefe während der hydrochemischen Analyse durchschnittlich 24°C.

Der Altarm des Fadenbaches weist in diesem Abschnitt eine große Menge an Totholz auf, die in Form von kleineren Ästen und Baumstämmen entlang der Ufer vorkommen. Nach dem starken Unwetter am den 27. August 2017 (Katastrophenschutz Niederösterreich, online unter: www.noel.gv.at/noe/Katastrophenschutz/Ereignisse2017.html) stürzten mehrere Pappeln quer über das Gewässer und bilden hier nun eine Art natürlicher Damm.

Die Untersuchung der Gewässerchemie ergab an Transekt 1 einen pH - Wert von 8,45, an Transekt 2 einen Wert von 7,89. Durchschnittlich betrug die Leitfähigkeit 534 μ S. Am den Ufern wurden hauptsächlich Bestände von *Carex vesicaria* und *Phragmites australis* entdeckt. Wie auch im ersten Untersuchungsgebiet am Fadenbach, befinden sich hier einige Bestände von *Polygonum hydropiper*. Im Bereich des Röhrichts konnte sowohl in Transekt 1 als auch Transekt 2 eine *Typhetum latifoliae*-Gesellschaft bestimmt werden. In der Gewässermitte findet sich über das gesamte Aufnahmegebiet verteilt *Nuthar lutea*. Zwischen den Teichrosen, Wasserpfeffer und entlang von abgestorbenen Ästen können größere Mengen an *Spirodela polyrhiza* ausgemacht werden. Ebenfalls in sehr großen Mengen ist *Ceratophyllum demersum* zwischen *Nuphar lutea* vertreten. In der Schwimmblattzone konnte in Transekt 1 eine *Lemnetum trisulcae*- und eine *Ceratophyllum demersi*-Gesellschaft gefunden werden.

Tabelle 6: Wasserchemische Analyse Alter Seitenarm des Fadenbachs

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	ph - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in μ S
Alter Seitenarm d. Fadenbachs	2_01	8,45	24,7	519
Alter Seitenarm d. Fadenbachs	2_02	7,89	23,3	549

Tabelle 7: Vegetationsaufnahme Alter Seitenarm des Fadenbachs

Gewässer	Alter Seitenarm Fadenbach					
	T 2.01	T 2.01	T 2.01	T2.02	T2.02	T2.02
Transektnummer						
Datum der Aufnahme	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017
Röhricht						
<i>Carex vesicaria</i>	1	1	1	r	+	r
<i>Polygonum hydropiper</i>	1	1	1	+	+	+
<i>Phragmites australis</i>	1m	1m	1m	4	4	4
<i>Typha latifolia</i>	r			r	r	r
<i>Sagittaria sagittifolia</i>						
<i>Lysimachia</i>	+	+	+			
Schwimmblattzone						
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3	3	3	1	2a	1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	1m	1m	1m	+	r	+
<i>Potamogeton lucens</i>				r	r	
<i>Lemna trisulca</i>	+	1	+	r	r	
<i>Nuphar lutea</i>	3	3	3			
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	+	1	+	+	1	+
<i>Ranunculus circinatus</i>		+		r	r	r
<i>Lemna minor</i>			r			

5.3 Narrischer Arm nördlich des Damms #1

Der dritte untersuchte Gewässerabschnitt befindet sich knappe drei Kilometer östlich der Burg Eckartsau. In diesem Gebiet durchtrennt der Marchfelddamm einen Mäander des Narrischen Arms. Das somit nahezu völlig abgeschottete Gewässer befindet sich nördlich des Dammes und wird primär durch Grundwasser gespeist. Im Vergleich zu den vorherigen Standorten handelt es sich hier um ein sehr breites Gewässer, an dem die sichtbare Wasserfläche, vom Westufer gemessen, eine Breite von geschätzten 40 m einnimmt. Die reale Breite des Fadenfachs dürfte noch höher sein, da sich am östlichen Ufer sehr große Bestände von *Phragmites australis* ausbreiten und eine Sicht auf das gegenüberliegende Ufer verhindern. Nach Auswertung von Satellitenfotos des Niederösterreich-Atlas (NÖ – Atlas, online unter: [http://atlas.noel.gv.at/webgisatlas/\(S\(drineucxpbrz1adgp1kujoze\)\)/init.aspx?karte=atlas_gst](http://atlas.noel.gv.at/webgisatlas/(S(drineucxpbrz1adgp1kujoze))/init.aspx?karte=atlas_gst)) nimmt der *Phragmites*-Gürtel am manchen Stellen fast die Hälfte des Gewässers ein. Am östlichen Ufer befinden sich so nahe am Marchfelddamm nur vereinzelt höhere Bäume, die aber mit ihren Schatten kaum Einfluss auf das Gewässer haben. Am westlichen Ufer hingegen reichen die Baumstrukturen bis direkt ans Wasser und sorgen dort abends für Schatten. Somit ist es am Narrischen Arm in diesem Bereich zumindest bis in die frühen Nachmittagsstunden sehr hell und warm. Die Gewässertemperatur erreichte dennoch nur einen Wert von 21,7 °C, was auf die hohe Tiefe des Gewässers zurückzuführen ist. Zwischen den einzelnen Aufnahmezeitpunkten konnte auch während der heißen Hochsommertage so gut wie kein Rückgang des Wasserpegels wahrgenommen werden. Dies ist besonders interessant, da der Mäander des Narrischen Arms höchstens durch einen kleinen Arm des Fadenbaches gespeist wird, welcher auf Karten (NÖ Atlas) als bereits verlandet dargestellt wird. Dieser Abschnitt des Narrischen Arms wird daher hauptsächlich durch Grundwasser gespeist. Die Gegebenheiten ändern sich entlang des westlichen Ufers sowie in der Schwimmblattzone nicht, weshalb man sich dazu entschied, nur einen Transekt über das Gewässer zu legen. Der pH - Wert betrug 8,89, die Leitfähigkeit 504 µS. Im Bereich des Röhrichts befinden sich wie bereits erwähnt vor allem größere Mengen von *Phragmites australis* und *Thypha latifolia*. In der Schwimmblattzone wächst großteils *Myriophyllum spicatum*, welches sich in der Mitte des Narrischen Arms auf großer Fläche ausbreitet.

Tabelle 8: Wasserchemische Analyse Narrischer Arm nördlich des Damms #1

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	pH - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in µS
Narrischer Arm nördl. Damms #1	3_01	8,89	21,7	504

Tabelle 9: Vegetationsaufnahme Narrischer Arm nördlich des Damms #1

Gewässer	Narrischer Arm, nördl. d. Damms 1		
Transektnummer	T 3.01	T 3.01	T 3.01
Datum der Aufnahme	14.8.2017	30.08.2017	12.09.2017
Röhricht			
<i>Carex vesicaria</i>	1	1	1
<i>Polygonum hydropiper</i>	r	r	
<i>Phragmites australis</i>	4	4	4
<i>Typha latifolia</i>	1m	1m	1m
<i>Hippuris vulgaris</i>	+	r	r
Schwimblattzone			
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	+	+
<i>Nuphar lutea</i>	+	1	1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3	3	4
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	+	+	+
<i>Najas marina</i>	1	1	1

5.4 Narrischer Arm nördlich des Damms #2

Der vierte untersuchte Standort liegt einen knappen halben Kilometer westlich vom zuvor untersuchten Standort. Es handelt sich hier um das zweite Gewässer, welches sich nördlich des Marchfelddammes befindet. Der von Frau Dr. Lapin vorgegebene Standort ist ost-west orientiert. Der erste Transekt befindet sich am nördlichen Ufer östlich von Transekt 2 und wird von dichter Ufervegetation beschattet. Auf der gegenüberliegenden Seite befinden sich einige Robinien und *Cornus* mit einer geschätzten Höhe von über 20 m. Sofort erkennbar ist, dass im Vergleich zu den Gehölzstrukturen am nördlichen Ufer die am südlichen sehr lückenhaft sind. Einige Bäume weisen wahrscheinlich von Wind verursachte Beschädigungen auf, ein paar sind bereits abgestorben und könnten in Zukunft in das Gewässer stürzen. An Transekt 2 ist die Situation etwas anders. Der Bereich wirkt offener, die Baumstrukturen am südlichen Ufer sind dichter und vitaler, aber nicht so hoch. Die Unterschiede vor Ort sind auch anhand der Wassertemperatur nachvollziehbar. So wurde im schattigen Transekt 1 eine Temperatur von 21,9°C und bei Transekt 2 ein Wert von 23,4° C gemessen.

Die Aufnahme der Pflanzen ergab, dass es im Röhricht eine große Vielfalt an unterschiedlichen Pflanzen wie *Sparganium erectum*, *Hippuris vulgaris* oder *Sagittaria sagittifolia* gibt. Die Anzahl der gefundenen Individuen an beiden Transekten ist allerdings

eher gering. Im Narrischen Arm selbst erstrecken sich über große Flächen *Nuphar lutea* Bestände. Zwischen den Teichrosen befinden sich viele Individuen von *Myriophyllum verticillatum* und *Ceratophyllum demersum*. Diese bilden neben den Teichrosen die größten Pflanzenbestände vor Ort. Pflanzengesellschaften wurden ausnahmslos im Bereich des Röhrichts gefunden. So konnte sowohl an Transekt 1 als auch an Transekt 2 *Typhetum latifoliae*- und *Sparganium erecti*-Gemeinschaften bestimmt werden. Zusätzlich wurde am ersten Transekt des vierten Standortes eine *Sagettatio* – *Sparganoietum emersi* Gesellschaft identifiziert. Am Transekt 1 sind mehrere Reste anthropogener Einflüsse zu erkennen. Zum einen handelt es sich um einen ehemaligen Steg, der früher vielleicht Booten zum Anlegen gedient hat. Zum anderen wurde ein Netz quer über das Gewässer gespannt, welches möglicherweise als Abtrennung für Fische dienen könnte.

Tabelle 10: Wasserchemische Analyse Narrischer Arm nördlich des Damms #2

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	ph - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in µS
Narrischer Arm nördl. Damms #2	4_01	8,09	21,9	629
Narrischer Arm nördl. Damms #2	4_02	8,14	23,4	627

Tabelle 11: Vegetationsaufnahme Narrischer Arm nördlich des Damms #2

Gewässer	Narrischer Arm, nördl. d. Damms 2					
	T 4.01	T 4.01	T 4.01	T4.02	T4.02	T4.02
Transektnummer						
Datum der Aufnahme	14.08.2017	30.08.2017	12.09.2017	14.08.2017	30.08.2017	12.09.2017
Röhricht						
Carex vesicaria	+	+	+			
Lythrum salicaria				r	r	r
Typha latifolia	+	+	r	+	+	+
Sagittaria sagittifolia			+	+	+	+
Hippuris vulgaris				1	1	1
Ranunculus circinatus	r					
Equisetum fluviatile	r	r	r			
Carex pendula				r	r	r
Sparganium erectum			1	1m	2a	2a
Eupatorium cannabinum				r	r	r
Sparganium emersum	r	r	1			
Schwimblattzone						
Hydrocharis morsus ranae	+	r	+			
Ceratophyllum demersum	1m	1m	1m	2a	1m	2b
Nuphar lutea	2b	3	3	1	2a	2a
Myriophyllum spicatum						+
Myriophyllum verticillatum	2a	2b	2b	1m	2a	1m
Najas marina					+	

5.5 Narrischer Arm südlich des Damms

Dieses Untersuchungsgebiet ist nun der dritte Standort, der sich entlang des Narrischen Arms befindet. Im Gegensatz zu den anderen zwei liegt er südlich des Marchfeldschutzdamms und weist eine offene Verbindung zur Donau auf, durch die er mit Donauwasser gespeist werden kann (Karte Nationalpark, online unter: https://infothek.donauauen.at/fileadmin/Infothek/4_RegionImKartenbild/43_NPDAKarten/432_DiverseNPDAKarten/04_00703_NPDAUebersichtKart_2017.pdf).

Es handelt sich hier um ein vergleichbar breites Gewässer von über 30 m. Das östliche Ufer, an dem auch die Aufnahmen durchgeführt wurden, weist dichte Baum- und Staudenstrukturen auf, die direkt bis ans Wasser reichen. Manche Individuen erreichen eine Höhe über 30 m und sorgen so in den Vormittagsstunden für schattige Gegebenheiten am Narrischen Arm. Gegen Mittag ist dann das ganze Gewässer sehr hell und nur vereinzelt sorgt Ufervegetation für Schatten. Die gegenüberliegende Uferseite ist dagegen von eher niedrigeren und lückenhafteren Baumstrukturen charakterisiert. Nur vereinzelt erreichen Bäume wie manche Pappeln eine Höhe von 25- 30 m. Auch ist erkennbar, dass mehrere dieser Bäume abgestorben sind und in den nächsten Jahren in das Gewässer stürzen werden.

Die Messung der Gewässertemperatur ergab an den Transekten durchschnittlich 20,6° C. Die eher niedrige Temperatur kann durch die Breite und Tiefe des Gewässers, sowie der halbschattigen Gegebenheiten vor Ort erklärt werden. Hinzu kommt die Tatsache, dass der Narrische Arm ca. 1,8 km südlich vom Untersuchungsgebiet mit der Donau in Verbindung steht und bei Pegelschwankungen von ihr beeinflusst werden kann. Im Raum des zweiten Transekt befindet sich eine kleine Insel im Narrischen Arm, auf der *Polygonum hydropiper* erkennbar ist. Auf und um diese Insel herum finden sich große Mengen an Totholz in Form von Ästen und Baumstämmen. Aber auch ober - und unterhalb der Insel sind in regelmäßigen Abständen abgestorbene Pflanzenteile zu erkennen. Entlang des Ufers konnte vor allem *Carex vesicaria*, *Polygonum hydropiper* und *Phragmites australis* gefunden werden. In der Schwimmblattzone wurden sieben unterschiedliche Pflanzen entdeckt, auffällig ist jedoch, dass die Gesamtzahl aller gefundenen Individuen sehr gering ist. Nur an Transekt 1 konnte im Röhricht eine *Potamotum perfoliati circinari* Gesellschaft nachgewiesen werden. Ansonsten wurden keine weiteren Pflanzengesellschaften an diesem Standort gefunden.

Tabelle 12: Wasserchemische Analyse Narrischer Arm südl. Damm

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	ph - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in µS
Narrischer Arm südl. Damm	5_01	8,46	20,8	318
Narrischer Arm südl. Damm	5_02	8,43	20,3	332

Tabelle 13: Vegetationsaufnahme Narrischer Arm südl. Damm

Gewässer	Narrischer Arm, südl. d. Damms					
	T 5.01	T 5.01	T 5.01	T5.02	T5.02	T5.02
Transektnummer						
Datum der Aufnahme	14.08.2017	30.08.2017	13.09.2017	14.08.2017	30.08.2017	13.09.2017
Röhricht						
Carex vesicaria	+	+	+	r	r	+
Lythrum salicaria	+	+	+	1	1	2a
Phragmatis australis	1	1	1			
Schwimblattzone						
Ceratophyllum demersum	+	+	+	+	+	+
Spirodela polyrhiza	r			r		
Hippuris vulgaris				r	r	r
Myriophyllum spicatum		r				
Ranunculus circinatus	r					
Najas marina				+	+	+
Potamogeton perfoliatus	r	r		1	+	+

5.6 Roßkopfarm

Der sechste aufgesuchte Standort befindet sich zwischen der Gemeinde Stopfenreuth, die westlich davon liegt und der östlich vom Gebiet verlaufenden Bundesstraße 49. Die Mündung des Roßkopfarms befindet sich ca. 500 m östlich der Donaubrücke nach Hainburg. In diesem Bereich steht das Gewässer das ganze Jahr über mit der Donau in Verbindung (Reckendorfer et al. 2016/04).

Der Roßkopfarm ist am Aufnahmegebiet nordost – südwest orientiert, was ihm über den Tag verteilt viele Sonnenstunden beschert. An beiden Seiten des Gewässers verlaufen dichte und hohe Baum - und Strauchstrukturen. Die Höhe des angrenzenden Auwalds beträgt über 20 m, was am südlicheren Ufer für Schattenwurf sorgt. Nichtsdestotrotz handelt es sich um einen hellen und auch warmen Standort mit einer Gewässertemperatur von 24,5 °C. Aufgrund der Exponiertheit des Roßkopfarms und den hohen Temperaturen kam es im August 2017 zu einem starken Rückgang der Gewässertiefe und Breite. Bei der ersten Begehung des Standorts konnte noch eine Gewässerbreite von ca. 30- 40 m festgestellt werden. Bei der zweiten Begehung nahm diese stark ab und sank auf unter 30 m. Am Nordufer, an dem die Aufnahmen durchgeführt wurden, fielen größere Flächen trocken,

wodurch größere Bestände von *Polygonum hydropiper* und *Potamogeton pussilus* aus dem Wasser auftauchten.



Abbildung 20: Trockengefallene Bereiche am Roßkopfarm (eigene Aufnahme)

In der Mitte des Roßkopfarm fanden sich vor allem unterschiedliche *Potamogeton* Arten sowie *Sagittaria sagittifolia*. Beim letzten Aufnahmezeitpunkt entspannte sich die Lage wieder und das Gewässer entsprach dem Zustand wie zum ersten Aufnahmezeitpunkt. Totholz befand sich vor allem entlang des Südufers.

Der gemessene pH - Wert beträgt zwischen 7,75 und 8,32, die Leitfähigkeit durchschnittlich 1077 μS . Im Laufe der pflanzensoziologischen Aufnahme konnten insgesamt drei Pflanzengesellschaften in der Schwimmblattzone bestimmt werden, die alle im ersten Transekt liegen. Bestimmt wurden *Lemno Spirodeletum polyrhiza*, *Ceratophyllum demersi* und *Potametum perfoliati* – *Ranunculetum circinati*-Gesellschaften. Von allen untersuchten Standorten konnten die meisten unterschiedlichen Pflanzenarten und zum Teil auch in großer Individuenzahl entlang des Roßkopfs entdeckt werden.

Tabelle 14: Wasserchemische Analyse Roßkopf

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	ph - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in μS
Roßkopf	6_01	8,32	25,4	1025
Roßkopf	6_02	7,75	23,6	1128

Tabelle 15: Vegetationsaufnahme Pflanzenarten Roßkopf

Gewässer	Roßkopf					
	T 6.01	T 6.01	T 6.01	T6.02	T6.02	T6.02
Transektnummer						
Datum der Aufnahme	14.08.2017	29.08.2017	13.09.2017	14.08.2017	29.08.2017	13.09.2017
Röhricht						
Carex vesicaria	2b	2b	2b	4	4	4
Polygonum hydropiper	1	r	r	2b	2b	
Phragmites australis	2b	2b	2b	1	1	1
Sparganium emersum		+	1		1	
Agrostis stolonifera		1	1	1m	1m	
Schwimblattzone						
Ceratophyllum demersum	r	1	1	1	1	1m
Spirodela polyrhiza	r			r		
Hippuris vulgaris	+	+	1			
Nuphar lutea	+	+	+	2a	2a	1
Myriophyllum spicatum	+			+	+	
Myriophyllum verticillatum		1	1			+
Ranunculus circinatus	r					
Najas marina	r					
Potamogeton perfoliatus	+	+				r
Polygonum hydropiper	1	1	1	+	1	2b
Potamogeton crispus	1					
Lemna minor	r					
Elodea canadensis	1	1	1m	+	+	1
Sagittaria sagittifolia		1m	1m		1m	1
Potamogeton pectinatus	2b	2b	1m			
Potamogeton pusillus				1m	3	1

5.7 Tiergartenarm

Der Tiergartenarm ist an dem von Frau Dr. Lapin bestimmten Standort Ost – West orientiert und daher als hell zu bezeichnen. Aufgenommen wurde das Gebiet am nördlichen Ufer, welches über eine größere Länge als sehr steil bezeichnet werden kann, was sich auch im Wasser fortsetzt. Entlang des Ufers und im Altarm veränderten sich die Gegebenheiten kaum, weshalb für dieses Gewässer nur ein einziger Transekt gelegt wurde.

An beiden Seiten des Tiergartenarms befinden sich dichte Gehölzstrukturen mit einer Höhe bis ca. 20 m, die zumindest am südlichen Ufer nicht bis an den Wasserkörper reichen. Trotz der vergleichsweise geringen Gewässerbreite und der sonnigen Gegebenheiten vor Ort, weist das Gewässer eine Temperatur von 22,4°C. Verantwortlich dafür können die direkte Verbindung mit der Donau sowie die Tiefe des Gewässers sein. Totholz befindet sich nur am nördlichen Ufer, wo auf einer Stelle viele umgestürzte Bäume mit Längen unter 10 m liegen.

Bei der wasserchemischen Analyse ergab sich für den Tiergartenarm ein pH - Wert von 7,70 und eine Leitfähigkeit von 327 µS.

Auffällig an diesem Standort ist, dass weder am Ufer noch in der Schwimmblattzone größere Menge unterschiedlicher Pflanzen gefunden werden konnten. Am Ufer konnte neben *Carex vesicaria*, *Polygonum hydropiper* nur *Phragmites australis* gefunden werden. Letztere kommen auf beiden Seiten des Gewässers in sehr großen Mengen vor. In der Schwimmblattzone war die Situation nicht viel anders. Es konnten nur *Hippuris vulgaris*, *Myriophyllum verticilatum*, *Spirodela polyrhiza* sowie größere Bestände von *Ceratophyllum demersum* gefunden werden. Diese Situation spiegelt sich auch in den Pflanzengesellschaften wieder, denn der siebte Standort ist der einzige, an dem keine einzige Gesellschaft nachgewiesen werden konnte.

Tabelle 16: Wasserchemische Analyse Tiergartenarm

Wasserchemische Analyse				
Standort	Transektnr.	ph - Wert	Temperatur in ° C	Leitfähigkeit in µS
Tiergartenarm	7_01	7,7	22,4	327

Tabelle 17: Vegetationsaufnahme Tiergartenarm

Gewässer	Tiergartenarm		
	T 7.01	T 7.01	T 7.01
Transektnummer	T 7.01	T 7.01	T 7.01
Datum der Aufnahme	14.08.2017	29.08.2017	13.09.2017
Röhricht			
Carex vesicaria	+	+	+
Lythrum salicaria	+	+	+
Phragmatis australis	4	4	4
Schwimmblattzone			
Ceratophyllum demersum	3	3	3
Spirodela polyrhiza	r	r	r
Hippuris vulgaris	r		
Myriophyllum verticilatum	+		

6 Diskussion

Potentiell geeignete Lebensräume für *Stratiotes aloides* sollten nach Lapin gewisse Voraussetzungen erfüllen. So müssen einerseits die vorkommenden Pflanzengesellschaften und ihre Begleitvegetationen, andererseits die Standorteigenschaften der jeweiligen Gewässer für die Krebschere geeignet sein. Dazu gehören eine Wassertiefe von 40 – 120 cm, mittlere Verlandung, ein pH - Wert zwischen 7,3 – 7,9 und eine meso- bis schwach eutrophe Nährstoffsituation. Der Standort sollte möglichst vollsonnig und keinen direkten anthropogenen Störungen ausgesetzt sein (Lapin 2016).

6.1 Bewertung der vorkommenden Pflanzengesellschaften

Das Ziel dieser Masterarbeit war, es im Nationalpark Donauauen für die Krebschere vorgeschlagene Ersatzbiotope zu untersuchen und zu bewerten. Dazu sollen zunächst die vorgefundenen Pflanzengesellschaften auf ihre Eignung geprüft werden. Dabei wurde nur die Vegetation der Schwimmblattzone berücksichtigt.

6.1.1 Hydrocharitetum – morsus ranae - Gesellschaft

Tabelle 18: Hydrocharitetum morsus – ranae Gesellschaft

Hydrocharitetum morsus - ranae						
Gewässer	1	1	1	1	1	1
Transektnummer	T 1.01	T 1.01	T 1.01	T 1.02	T 1.02	T 1.02
Datum der Aufnahme	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017
Kennarten						
Spirodela polyrhiza	r	r	r	+	1	1m
Lemna minor			r		r	1
Lemna trisulca	r	r		r	r	r
Hydrocharis morsus - ranae	+	+	+	1	+	1
Ceratophyllum demersum	3	3	2a	2b	3	2b
Begleitarten						
Potamogeton lucens	2a	1	1	r	r	r
Hippuris vulgaris	+			r	+	r
Nuphar lutea				2b	2b	2b
Elodea canadensis	+	+	1	r	+	+
Sagittaria sagittifolia		r				

Nach Grabherr und Mucina können Froschbissgesellschaften an nährstoffarmen und schattigen Standorten mit *Lemna trisulca* und *Hydrocharis morsus ranae*, an nährstoffreichen und sonnigen Standorten mit *Spirodela polyrhiza* und/oder *Ceratophyllum demersum* vorkommen (Grabherr & Mucina 1993).

Die angetroffene Froschbissgesellschaft wurde am Standort Fadenbach südlich des Damms gefunden. Es wurden sowohl die Kombination aus Wasserlinse und Froschbiss als auch Teichlinse und Hornblatt gefunden, wobei *Ceratophyllum demersum* am häufigsten vorkommt. Daraus und aus der sonniger Lage kann auf ein nährstoffreiches Gewässer geschlossen werden. Damit ist trotz Lichtsituation der Fadenbach für die Ansiedlung mit *Stratiotes aloides* weniger geeignet.

Als zahlenmäßig am stärksten verbreitete Begleitart im ersten Transekt ist hier *Potamogeton lucens* zu nennen. Im Laufe der Aufnahmen ging die Zahl allerdings zurück. In Transekt 2 dominiert *Nuphar lutea*, deren Zahl sich über den ganzen Zeitraum nicht verändert. Diese Begleitart ist in Hinblick auf einen potentiellen Standort für *Stratiotes aloides* zu berücksichtigen. Etwaig angesiedelte Krebscheren würden durch die Teichrose bei ihrem Auf- und Abtauchvorgang gestört werden.



Abbildung 21: Situation am Fadenbach südlich des Damms (eigene Aufnahme)

6.1.2 Lemnetum trisulcae - Gesellschaft

Tabelle 19: *Lemnetum trisulcae* Gesellschaft

Lemnetum trisulcae									
Gewässer	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Transektnummer	T 1.01	T 1.01	T 1.01	T1.02	T1.02	T1.02	T 2.01	T2.01	T 2.01
Datum der Aufnahme	06.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	06.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	06.08.2017	29.08.2017	12.09.2017
Kennarten									
<i>Spirodela polyrhiza</i>	r	r	r	+	1	1m	1m	1m	1m
<i>Lemna minor</i>					r				r
<i>Lemna trisulca</i>	r	r		r	r	r	+	1	+
Begleitarten									
<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	+	+	+	1	+	1			
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3	3	2a	2b	3	2b	3	3	3
<i>Spirodela polyrhiza</i>	r	r	r	+	1	1m	1m	1m	1m
<i>Potamogeton lucens</i>	2a	1	1	r	r	r			
<i>Lemna trisulca</i>	r	r		r	r	r			
<i>Hippuris vulgaris</i>	+			r	+	r			
<i>Nuphar lutea</i>				2b	2b	2b	3	3	3
<i>Lemna minor</i>			r		r	1			
<i>Elodea canadensis</i>	+	+	1	r	+	+			
<i>Sagittaria sagittifolia</i>		r							
<i>Myriophyllum verticillatum</i>							+	1	+
<i>Ranunculus circinatus</i>								+	

Lemnetum trisulcae Gesellschaften sind nach Grabherr und Mucina Indikatoren für relativ nährstoffarme, unverschmutzte und eher schattige Gewässer. Unterhalb von Wien kommen sie nach Schratt in den am wenigsten von Donauwasser belasteten Altwässern vor. Bei zunehmendem Nährstoffangebot überwiegen *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* und können *Lemna trisulca* durch Lichtkonkurrenz verdrängen. Die Gesellschaft der Untergetauchten Wasserlinse ist eine in Österreich mittlerweile gefährdete Pflanzengesellschaft (Grabherr & Mucina 1993; Schratt - Ehrendorfer 1988). *Lemnetum trisulcae* konnte an beiden Transekten des Fadenbaches südlich des Damms sowie an Transekt 1 des Alten Seitenarms des Fadenbachs nachgewiesen werden. Entlang des Fadenbaches südlich des Damms konnte *Lemna trisulca* nur in geringen Mengen entdeckt werden, bei Transekt 1 verschwand sie sogar völlig. Am Alten Seitenarm des Fadenbachs konnte immerhin im ersten Transekt eine größere Individuendichte festgestellt werden. *Lemna minor* konnte ebenfalls an beiden Standorten in nur sehr geringer Zahl entdeckt werden. *Spirodela polyrhiza* hingegen kam sowohl am Fadenbach als auch an seinem Seitenarm in größeren Mengen vor. Im Fadenbach konnte im Laufe der Untersuchungen sogar eine Steigerung der Individuenzahl in Transekt 2 festgestellt werden. Auch hier gilt, dass bei der Ausbildung einer dichten Teichlinsendecke das Wachstum von *Stratiotes aloides* beeinträchtigt werden kann. Die Situation durch die Begleitvegetation ist im Fadenbach dieselbe wie bei der *Hydrocharitetum – morsus ranae* Gesellschaft. Im alten Seitenarm des Fadenbaches wird die Begleitvegetation submers dominiert von

Ceratophyllum demersum, was wieder auf hohen Nährstoffgehalt hinweist. Auf der Gewässeroberfläche schwimmend finden sich in Transekt 1 Teichrosen in großer Anzahl, was zur Beeinträchtigung von *Statiotes albitis* führen kann.



Abbildung 22: *Lemnetum trisulcae* - Gesellschaft am Alten Seitenarms des Fadenbachs (eigene Aufnahme)

6.1.3 Lemno Spirodeletum polyrhiza - Gesellschaft

Diese Gesellschaft konnte ausschließlich am Roßkopfarm nachgewiesen werden. *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* konnten allerdings nur bei der ersten Begehung am 14.8.2017 und in geringer Anzahl gefunden werden. Die Ursache dafür könnte darin liegen, dass durch den gesunkenen Wasserspiegel zum Zeitpunkt der zweiten Aufnahme bereits größere Teile des Gewässers trockengefallen waren. Die Teichlinsengesellschaft besiedelt bevorzugt sonnige Standorte, stellt aber keine hohen Wärmeansprüche, die in diesem Gewässer mit 24,5°C allerdings erfüllt werden. Sie bevorzugt Stillgewässer mit geringerem Trophierungsgrad (Grabherr & Mucina 1993). Damit wäre, was die Nährstoffsituation betrifft, der Roßkopfarm für die Krebschere möglicherweise ein geeigneter Standort. Bei einem dichteren Bewuchs der Teichlinsengesellschaft wäre allerdings mit einer gewissen mechanischen Beeinträchtigung und Konkurrenz um Licht zu rechnen.

Tabelle 20: *Lemno Spirodeletum polyrhizae* Gesellschaft

Lemno Spirodeletum polyrhizae			
Gewässer	6	6	6
Transektnummer	T 6.01	T 6.01	T 6.01
Datum der Aufnahme	14.08.2017	29.08.2017	13.09.2017
Kennarten			
Spirodela polyrhiza	r		
Lemna minor	r		
Begleitarten			
Ceratophyllum demersum	r	1	1
Hippuris vulgaris	+	+	1
Nuphar lutea	+	+	+
Myriophyllum spicatum	+		
Myriophyllum verticillatum		1	1
Ranunculus circinatus	r		
Najas marina	r		
Potamogeton perfoliatus	+	+	
Lythrum salicaria	1	1	1
Potamogeton crispus	1		
Agrostis stolonifera		1	1
Elodea canadensis	1	1	1m
Sagittaria sagittifolia		1m	1m
Potamogeton pectinatus	2b	2b	1m

In der reichen Begleitvegetation dominieren *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Agrostis stolonifera*, *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, *Elodea canadensis* und *Sagittaria sagittifolia*. Die beiden letzteren tolerieren starke Wasserstandschwankungen und vertragen auch zeitweises Trockenfallen. *Potamogeton pectinatus* hat eine breite ökologische Amplitude und verträgt Trübungen und starke Verschmutzungen (Pott 1995). Im zweiten Transekt kommen einzelne Inseln mit *Nuphar lutea* vor. Die vergleichsweise geringe Zahl an *Ceratophyllum demersum* bestätigt die Annahme eines niedrigen Trophiegrades (Grabherr & Mucina 1993).

6.1.4 Ceratophylletum demersi - Gesellschaft

Tabelle 21: *Ceratophylletum demersi* Gesellschaft

Ceratophylletum demersi												
Gewässer	1	1	1	1	1	1	2	2	2	6	6	6
Transektnummer	T 1.01	T 1.01	T 1.01	T 1.02	T 1.02	T 1.02	T 2.01	T 2.01	T 2.01	T 6.01	T 6.01	T 6.01
Datum der Aufnahme	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	09.08.2017	29.08.2017	12.09.2017	14.08.2017	29.08.2017	13.09.2017
Kennarten			r	r	1				r	r		
Lemna minor			r	r	1				r	r		
Ceratophyllum demersum	3	3	2a	2b	3	2b	3	3	3	r	1	1
Begleitarten												
Hydrocharis morsus - ranae	+	+	+	1	+	1						
Spirodela polyrhiza	r	r	r	+	1	1m	1m	1m	1m	r		
Potamogeton lucens	2a	1	1	r	r	r						
Lemna trisulca	r	r		r	r	r	+	1	+			
Hippuris vulgaris	+			r	+	r				+	+	1
Nuphar lutea				2b	2b	2b	3	3	3	+	+	+
Elodea canadensis	+	+	1	r	+	+				1	1	1m
Sagittaria sagittifolia		r									1m	1m
Myriophyllum verticillatum							+	1	+		1	1
Ranunculus circinatus								+		r		
Myriophyllum spicatum										+		
Najas marina										r		
Potamogeton perfoliatus										+	+	
Polygonum hydropiper										1	1	1
Potamogeton crispus										1		
Agrostis stolonifera											1	1
Potamogeton pectinatus										2b	2b	1m

Neben dem Fadenbach südlich des Damms kommt die Hornblattgesellschaft auch am Seitenarm des Fadenbaches sowie entlang des Roßkopfarms vor. *Ceratophyllum demersum* weisen wie bereits erwähnt auf äußerst nährstoffreiche Gewässer hin, wo sie sich durch zunehmenden Nährstoffgehalt stark ausbreiten können. Als Begleitvegetation wurde am gesamten Standort Fadenbach hauptsächlich *Potamogeton lucens* vorgefunden, im Vergleich dazu tritt *Nuphar lutea* in größerer Zahl lediglich an Transekt 2 auf. Am Seitenarm des Fadenbaches wird die Hornblattgesellschaft von *Spirodela polyrhiza* sowie in Transekt 1 von *Nuphar lutea* begleitet, was beides ebenfalls auf höheren Nährstoffgehalt schließen lässt. Im pflanzenreichen Roßkopfarm beherrschen wie bereits erwähnt *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Agrostis stolonifera*, *Nuphar lutea*, *Elodea canadensis* und *Sagittaria sagittifolia* die Begleitvegetation.



Abbildung 23: *Ceratophylletum demersi* – Gesellschaft am Fadenbach südlich des Damms (eigene Aufnahme)

6.1.5 Potametum perfoliati – Ranunculetum circinati - Gesellschaft

Die Pflanzengesellschaft des Spreizenden Hahnenfußes besiedelt nährstoff- und kalkreiche, bis mehrere Meter tiefe Stillgewässer (Grabherr & Mucina 1993). Nach Schratt gedeiht sie in den Donau Auen südöstlich von Wien selten in besonders nährstoffreichen Altwässern (Schratt 1988). In dem untersuchten Gebiet ist diese Gesellschaft an den Standorten Narrischer Arm südlich des Damms sowie am Roßkopf anzutreffen. An beiden Gewässern kommt *Ceratophyllum demersum* in eher geringer Zahl vor, was auf eine geringe Trophierung hindeutet. Dies bestätigt die Beobachtungen von Schratt. Am Standort 5 Narrischer Arm südlich des Damms ist lediglich *Potamogeton pectinatus* als auffällige Begleitart zu erwähnen. Hinsichtlich der Begleitvegetation im Standort 6 Roßkopf wird auf die vorherigen Gesellschaften verwiesen.

Tabelle 22: *Potamo perfoliati* – *Ranunculetum circinati* Gesellschaft

Potamo perfoliati - Ranunculetum circinati						
Gewässer	5	5	5	6	6	6
Transektnummer	T 5.01	T 5.01	T 5.01	T 6.01	T 6.01	T 6.01
Datum der Aufnahme	14.08.2017	30.08.2017	13.09.2017	14.08.2017	30.08.2017	13.09.2017
Kennarten						
Ranunculus circinatus	r			r		
Potamogeton perfoliatus	r	r		+	+	
Begleitarten						
Myriophyllum spicatum		r		+		
Nuphar lutea				+	+	+
Elodea canadensis				1	1	1m
Sagittaria sagittifolia					1m	1m
Ceratophyllum demersum	+	+	+	r	1	1
Spirodela polyrhiza	r			r		
Hippuris vulgaris				+	+	
Myriophyllum verticillatum					1	1
Najas marina				r		
Wasserpfeffer				1	1	1
Potamogeton crispus				1		
Lemna minor				r		
Agrostis stolonifera					1	1
Potamogeton pectinatus				2b	2b	1m

6.1.6 Stratiotetum aloidis - Gesellschaft

Eine *Stratiotetum aloidis* Gesellschaft konnte wie erwartet nicht gefunden werden. Allerdings finden sich in Standort 1 Fadenbach südlich des Damms alle Kennarten der Krebscherengesellschaft. Die diagnostische Artenkombination einer Krebscheren Gesellschaft ist also gegeben, *Stratiotes aloides* fehlt aufgrund anderer Standorteigenschaften. Als markante Begleitvegetation finden sich in Transekt 1 *Potamogeton lucens* sowie nur in Transekt 2 *Nuphar lutea* Bestände hin. Dies deutet auf ein eutrophes Gewässer und mechanische Behinderungen für die Krebschere hin.

Tabelle 23: Unvollständige *Stratiotetum aloidis* Gesellschaft

Stratiotetum aloidis						
Gewässer	1	1	1	1	1	1
Transektnummer	T 1.01	T 1.02	T 1.01	T 1.02	T 1.01	T 1.02
Datum der Aufnahme	14.08.2017	30.08.2017	13.09.2017	14.08.2017	30.08.2017	13.09.2017
Kennarten						
Ceratophyllum demersum	3	2b	3	3	2a	2b
Hydrocharis morsus-ranae	+	1	+	+	+	1
Lemna minor				r	r	1
Spirodela polyrhiza	r	+	r	1	r	1m
Stratiotes aloidis	FEHLT					
Begleitarten						
Potamogeton lucens	2a	r	1	r	1	r
Lemna trisulca	r	r	r	r		r
Hippuris vulgaris	+	r		+		r
Nuphar lutea		2b		2b		2b
Elodea canadensis	+	r	+	+	1	+
Sagittaria sagittifolia			r			

6.2 Bewertung nach Standorteigenschaften

An allen potentiellen Standorten entspricht die Gewässertiefe den Anforderungen, nur Ende August konnte bei einigen Standorten ein Rückgang des Wasserstandes festgestellt werden. Ein Austrocknen eines der Gewässer war aber zu keinem Zeitpunkt gegeben. Direkte anthropogene Störungen sind so gut wie nicht gegeben. Wichtig für *Stratiotes aloidis* ist ein stehendes bis schwach fließendes Gewässer, was für die untersuchten Standorte zutrifft. Ansammlungen von Totholz sorgen in allen Untersuchungsgebieten zusätzlich für ruhige Gegebenheiten.

Der pH-Wert sollte optimaler Weise zwischen 7,3 und 7,9 liegen, um eine ausreichende Versorgung der Krebschere mit freiem Kohlendioxid zu garantieren, das in der submersen Phase für die Photosynthese essentiell ist. Bei fast allen Gewässern liegt der pH-Wert deutlich über 8. In diesem leicht alkalischen Milieu findet *Stratiotes aloidis* nicht die optimale Versorgung mit freiem CO₂. Allerdings kann die Krebschere auch bei einem deutlich höheren pH - Wert größere Bestände bilden (Seysser 2017). Nur der zweite Transekt des Alten Seitenarms des Fadenbachs (pH: 7,89), der zweite Transekt des Roßkopfs (pH: 7,75) sowie der Tiergartenarm (pH: 7,70) weisen pH - Werte innerhalb des Optimalbereichs der Krebschere auf.

Die Leitfähigkeit der Standorte Fadenbach südl. Damm, Narrischer Arm nördl. Damm #2, und Tiergartenarm liegt mit Werten zwischen 320 und 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$ unter dem Normbereich von 400 – 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Seyser 2017). Die Leitfähigkeit am Roßkopfarm befindet sich in beiden Transekten mit Werten von 1025 bzw. 1128 μS weit über dem Optimum. In den restlichen Standorten liegen die Werte im Normbereich.

Die Temperaturen liegen zwischen 20,3 und 26,4° C und damit für den Messzeitpunkt Ende August im zu erwartenden Bereich. Am Narrischen Arm nördlich des Damms #1 wurden mit 21,7 °C relativ niedrige Werte gemessen, was durch die Größe und Tiefe des Gewässers erklärbar ist. Der Temperaturunterschied zwischen den Transekten am Narrischen Arm #2 geht auf die unterschiedlichen Beschattungssituationen zurück. Der Narrische Arm südlich des Damms weist die niedrigsten Temperaturen auf, was möglicherweise auf die noch bestehende Verbindung mit der Donau zurückzuführen ist. Der größte Temperaturunterschied innerhalb eines Gewässers wurde am Fadenbach gemessen. Die Ursache hierfür dürfte die stark fortgeschrittene Verlandung im Transekt 2 sein. In Hinblick auf eine mögliche Besiedelung mit *Stratiotes aloides* muss berücksichtigt werden, dass bei zunehmenden Temperaturen das Wachstum der Begleitvegetation deutlich steigt. Das kann zu den bekannten mechanischen Beeinträchtigungen für die Krebschere führen. Die gesteigerte Biomasseproduktion führt zu einer weiteren Beschleunigung der Verlandung. Die Pflanze bevorzugt vollsonnige Standorte, wie sie am Fadenbach südlich des Dammes, Narrischer Arm nördlich des Dammes #2, Roßkopf und Tiergartenarm gegeben sind. Die einzigen direkten anthropogenen Beeinträchtigungen wurden am ersten Transekt des Narrischen Arms nördlich des Damms #2 gefunden. Das dort über das Gewässer gespannte Netz könnte *Stratiotes aloides* beim Verdriften behindern.



Abbildung 24: Netz am Narrischen Arm nördlich des Damms #2

Um die Eignung als Ersatzbiotop für *Stratiotes aloides* zu bewerten sollen nun die Eigenschaften der einzelnen Standorte in einer Zusammenschau betrachtet werden.

6.2.1 Fadenbach südl. des Damms

Tabelle 24: Standorteigenschaften Fadenbach südl. des Damms; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Fadenbach südl. Damm	T 2 Fadenbach südl. Damm
Standorteigenschaften		
Pflanzengesellschaft		
Behinderung durch Begleitvegetation		
Nährstoffsituation		
pH - Wert		
Gewässertiefe		
Gewässergröße		
Lichtsituation		
Verlandungssituation		
anthropogene Störungen		

Der Standort Fadenbach südlich des Damms weist als einziger eine der *Stratiotetum aloidis* ähnliche Gesellschaft auf, wobei lediglich die Krebschere fehlt. Daraus könnte man auf einen früheren Standort von *Stratiotes aloides* schließen, was eine erfolgreiche Beimpfung mit Krebscheren eher ausschließt. Die starke Verbreitung von *Ceratophyllum demersum* deutet auf ein sehr nährstoffreiches Gewässer hin, das für die Krebschere ebenfalls ungeeignet wäre. Positiv hervorzuheben wären die hellen Gegebenheiten, doch ist das Gewässer eher zu alkalisch. Auch muss hier noch einmal auf die vergleichweisen starken Verlandungstendenzen des Gewässers hingewiesen werden.

6.2.2 Alter Seitenarm des Fadenbachs

Tabelle 25: Standorteigenschaften Alter Seitenarm des Fadenbachs; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Alter Seitenarm Fadenbach	T 2 Alter Seitenarm Fadenbach
Standorteigenschaften		
Pflanzengesellschaft		
Behinderung durch Begleitvegetation		
Nährstoffsituation		
pH - Wert		
Gewässertiefe		
Gewässergröße		
Lichtsituation		
Verlandungssituation		
anthropogene Störungen		

Der alte Seitenarm des Fadenbachs wird in Transekt 1 von *Spirodela polyrhiza*, *Ceratophyllum demersum* und *Nuphar lutea* dominiert. Diese weisen wieder auf einen hohen Eutrophierungsgrad hin. Dieser Umstand allein kann sich für die Krebschere schon negativ auswirken. Dazu kommt noch die mechanische Behinderung des Ab – und Auftauchvorgangs sowohl durch die Gelbe Teichrose als auch durch die dichten Decken der *Spirodela polyrhiza* Bestände. Der gemessene pH – Wert des Seitenarms liegt an der Grenze des Toleranzbereichs, der Standort ist zum Teil beschattet.

6.2.3 Narrischer Arm nördlich des Damms #1

Tabelle 26: Standorteigenschaften Narrischer Arm nördlich des Damms #1; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Narrischer Arm nördl. Damm #1
Standorteigenschaften	
Pflanzengesellschaft	rot
Behinderung durch Begleitvegetation	gelb
Nährstoffsituation	gelb
pH - Wert	gelb
Gewässertiefe	gelb
Gewässergröße	grün
Lichtsituation	gelb
Verlandungssituation	grün
anthropogene Störungen	grün

Das weite Gewässer des Narrischen Arms nördlich des Damms #1 ist geprägt von größeren Beständen von *Myriophyllum spicatum*, sowie *Najas marina* und *Nuphar lutea*. Aus dem ebenfalls vorkommende *Myriophyllum verticilatum* kann man auf ein eher phosphat -, nitrat- und ammoniumarmes Gewässer schließen (Müller & Görs 1977), während das Auftreten von *Najas marina* auf zunehmenden Nährstoffgehalt hindeutet (Grabherr & Mucina 1993). Der Standort ist zum Teil sonnig, weist aber auch den höchsten pH – Wert aller untersuchten Gewässer auf, der deutlich über dem Grenzwert liegt.

6.2.4 Narrischer Arm nördlich des Damms #2

Tabelle 27: Standorteigenschaften Narrischer Arm nördlich des Damms #2; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Narrischer Arm nördl. Damm #2	T 2 Narrischer Arm nördl. Damm #2
Standorteigenschaften		
Pflanzengesellschaft		
Behinderung durch Begleitvegetation		
Nährstoffsituation		
pH - Wert		
Gewässertiefe		
Gewässergröße		
Lichtsituation		
Verlandungssituation		
anthropogene Störungen		

Das vierte Untersuchungsgebiet, Narrische Arm nördlich des Damms #2, weist große Bestände von *Nuphar lutea* auf, submers dominieren *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum verticillatum*. Nach Cook & Urmi – König siedelt sich *Stratiotes aloides* auch gerne in der Gesellschaft von Quirligem Tausendblatt und Gelber Teichrose an (Cook & Urmi - König 1983). Pott bezeichnet diese Pflanzengemeinschaft als *Myriophyllo verticillati – Nupharetum luteae* –Gesellschaft (Pott 1995). Allerdings ist auch an diesem Standort der pH – Wert zu hoch und nur einer der beiden untersuchten Transekte ist sonnig.

6.2.5 Narrischer Arm südlich des Damms

Tabelle 28: Standorteigenschaften Narrischer Arm südlich des Damms; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorteigenschaften	Standorte	
	T 1 Narrischer Arm südl. Damm	T 2 Narrischer Arm südl. Damm
Pflanzengesellschaft	rot	rot
Behinderung durch Begleitvegetation	grün	grün
Nährstoffsituation	gelb	gelb
pH - Wert	gelb	gelb
Gewässertiefe	grün	grün
Gewässergröße	grün	grün
Lichtsituation	gelb	gelb
Verlandungssituation	grün	grün
anthropogene Störungen	grün	grün

Der Narrische Arm südlich des Damms weist außer *Phragmites australis* wenig Vegetation auf. Das Vorkommen von *Potamogeton perfoliatus* sowie das spärliche Auftreten von *Ceratophyllum demersum* deutet auf ein nährstoffarmes Gewässer hin (Grabherr & Mucina 1993). Mit knapp 21°C ist es das kühlfte untersuchte Gewässer. Es ist teilweise sonnig, der pH – Wert ist aber für die Besiedlung mit Krebschereen etwas hoch.

6.2.6 Roßkopf

Tabelle 29: Standorteigenschaften Roßkopf; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Roßkopf	T 2 Roßkopf
Standorteigenschaften		
Pflanzengesellschaft	rot	rot
Behinderung durch Begleitvegetation	gelb	gelb
Nährstoffsituation	gelb	gelb
pH - Wert	gelb	grün
Gewässertiefe	grün	grün
Gewässergröße	grün	grün
Lichtsituation	grün	grün
Verlandungssituation	gelb	gelb
anthropogene Störungen	grün	grün

Der südlich des Dammes liegende Roßkopfarm beherbergt die größte Anzahl verschiedener Pflanzenarten. An diesem Gewässer konnten insgesamt drei Pflanzengesellschaften nachgewiesen werden, nämlich *Potamo perfoliati – Ranunculetum circirnati*, *Ceratophylletum demersi* sowie *Lemno Spirideletum polyrhizae*. Die zwei ersten Pflanzengesellschaften deuten auf nährstoffreiche Gegebenheiten im Gewässer hin. Die *Lemno Spirodeletum polyrhizae* Gesellschaft bevorzugt hingegen Gewässer mit geringerer Eutrophierung und toleriert außerdem hohe Verunreinigungsgrade (Pott 1995). Aufgrund der geringen Funde von Kennarten der *Potamo perfoliati – Ranunculetum circirnati* - und *Ceratophylletum demersi* Gesellschaft kann davon ausgegangen werden, dass der Nährstoffgehalt des Roßkopf vergleichsweise gering ist. Die Begleitvegetation dieses Standorts wird vor allem von *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus* sowie *Sagittaria sagittifolia* beherrscht. Die dichten Bestände im Roßkopf können zu mechanischer Behinderung von *Stratiotes aloides* führen. Ebenso ist Lichtkonkurrenz in diesem Gewässer vorstellbar. Am zweiten Transekt liegt der pH- Wert im Toleranzbereich und das Gewässer weist für Krebschieren optimale Lichtbedingungen auf.

6.2.7 Tiergartenarm

Tabelle 30: Standorteigenschaften Tiergartenarm; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Tiergartenarm
Standorteigenschaften	
Pflanzengesellschaft	rot
Behinderung durch Begleitvegetation	grün
Nährstoffsituation	rot
pH - Wert	grün
Gewässertiefe	gelb
Gewässergröße	grün
Lichtsituation	grün
Verlandungssituation	gelb
anthropogene Störungen	grün

Der Tiergartenarm beherbergt im Röhricht drei und in der Schwimmblattzone lediglich vier verschiedene Pflanzenarten. Als einziger Standort weist er weder am Ufer noch im Gewässer Pflanzengesellschaften auf. Die Ufer entlang des Gewässers sind sehr steil, sodass noch keine Verlandungstendenz eingesetzt hat. Die Röhrichtzone wird von *Phragmites australis* beherrscht, in der Schwimmblattzone ist fast ausschließlich *Ceratophyllum demersum* anzutreffen. Dieser hohe Bestand lässt erneut auf ein eutrophes Gewässer schließen, was diesen Standort für eine Besiedlung mit Krebschernen eher ungeeignet erscheinen lässt. Günstig für *Stratiotes aloides* sind hingegen die vorherrschenden Lichtverhältnisse sowie der im Optimum liegende pH – Wert.

6.3 Beantwortung der Fragen

Um die Standorteigenschaften der Gewässer zu vergleichen und die Arbeitsfragen beantworten zu können, sind die Ergebnisse in Tabelle 31 zusammengefasst.

Tabelle 31: Übersicht der Standorteigenschaften; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet

Standorte	T 1 Fadenbach südl. Damm	T 2 Fadenbach südl. Damm	T 1 Alter Seitenarm Fadenbach	T 2 Alter Seitenarm Fadenbach	T 1 Narrischer Arm nördl. Damm #1	T 1 Narrischer Arm nördl. Damm #2	T 2 Narrischer Arm nördl. Damm #2	T 1 Narrischer Arm südl. Damm	T 2 Narrischer Arm südl. Damm	T 1 Roßkopf	T 2 Roßkopf	T 1 Tiergartenarm
Standorteigenschaften												
Pflanzengesellschaft	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
Behinderung durch Begleitvegetation	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
Nährstoffsituation	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
pH - Wert	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
Gewässertiefe	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
Gewässergroße	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
Lichtsituation	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
Verlandungssituation	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot
anthropogene Störungen	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot	rot

Frage 1: Eignen sich die an den vorgeschlagenen Standorten vorkommenden Pflanzengesellschaften als neuer Lebensraum für *Stratiotes aloides*?

Hypothese 1: Die Pflanzengesellschaft eines potentiellen Ersatzbiotops muss in ihrer Zusammensetzung für die Krebschere geeignet sein.

Antwort 1: Der Fadenbach südlich des Damms ist der einzige Standort, an dem eine fast vollständige *Stratiotetum aloidis* Gesellschaft vorkommt, lediglich die Krebschere selbst fehlt. Bezüglich der Pflanzengesellschaften würde sich daher dieser Standort für eine Besiedlung mit Krebscheren eignen. Die vorgefundene Nährstoffsituation könnte allerdings auf ein ehemaliges *Stratiotes*-Habitat schließen lassen, in dem die Krebschere aufgrund der zunehmenden Eutrophierung ausgestorben ist und daher nicht erfolgreich wieder angesiedelt werden kann. Das Vorkommen von *Nuphar lutea* und *Myriophyllum verticillatum* an den Standorten Alter Seitenarm des Fadenbachs, Narrischer Arm nördlich des Damms #1 und Roßkopfarm deutet nach Pott ebenfalls auf die Rückentwicklung einer *Stratiotetum aloidis* Gesellschaft hin (Pott 1995), was diese Gewässer für eine Neubesiedlung eher ungeeignet erscheinen lässt.

Frage 2: Üben die vorhandenen Begleitvegetationen einen unterstützenden Einfluss auf die Krebschere aus oder wirken sie störend oder gar hemmend?

Hypothese 2: Die Begleitvegetation lässt Schlüsse auf die Eignung als Ersatzbiotop zu.

Antwort 2: Wie bereits erwähnt sind bestimmte Begleitvegetation der Krebschere in der Lage, die Pflanze beim Kampf um Licht sowie bei ihrem emersen und submersen Lebenszyklus zu stören und sie in ihrer Entwicklung zu behindern. Von den gefundenen Pflanzenarten sind hier besonders *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea*, *Myriophyllum spicatum* – und *verticilatum* zu nennen, die an mehreren Gewässern und in höherer Zahl gefunden wurden. Speziell muss hier *Ceratophyllum demersum* hervorgehoben werden, der in jedem Untersuchungsstandort gefunden werden konnte. Nur am Narrischen Arm nördlich des Damms #1, Narrischer Arm südlich des Damms sowie entlang Roßkopfarm ist die Individuen Anzahl geringer, worauf auf einen geringeren Nährstoffgehalt geschlossen werden kann.

Ceratophyllum demersum und *Potamogeton lucens* sowie *Nuphar lutea* als Begleitvegetation deuten auf einen Trophiegrad hin, der für die Krebschere als ungünstig anzusehen ist. Trotz der hellen Gegebenheiten vor Ort kann mit Beeinträchtigungen hinsichtlich Lichtangebot sowie beim Auf – und Abtauchzyklus der Krebschere gerechnet werden.

Frage 3: Eignen sich die untersuchten Standorte aufgrund ihrer hydrochemischen und physikalischen Eigenschaften als Ersatzbiotope für *Stratiotes aloides*?

Hypothese 3: Die Gewässer weisen unterschiedliche physikalische und hydrochemische Eigenschaften auf, die sich auf *Stratiotes aloides* auswirken.

Antwort 3: Der Großteil der Anforderungen an die Gewässereigenschaften der untersuchten Standorte ist erfüllt. Es konnten auch in unmittelbarer Umgebung der Untersuchungsgebiete so gut wie keine anthropogenen Störungen festgestellt werden. Die Krebschere benötigt ein meso – bis schwach eutrophes Milieu. Der Nährstoffgehalt der untersuchten Gebiete liegt meist über dem Optimalbereich. Besonders an den Standorten Fadenbach südlich des Damms, Alter Seitenarm des Fadenbachs und am Tiergartenarm ist mit hoher Eutrophierung zu rechnen.

Der pH – Wert sollte im Idealfall im Bereich zwischen 7,3 und 7,9 liegen. In allen untersuchten Gewässern liegen die gemessenen Werte im oberen Grenzbereich oder darüber, nur drei der sieben Standorte weisen einen Wert auf, der sich noch im Optimalbereich befindet. *Stratiotes aloides* kann allerdings auch mit alkalischeren Gegebenheiten zu Recht kommen, wie man anhand der Krebscherebestände in Eckartsau sehen kann. Dort wurden pH - Werte über 9 gemessen (Seyser 2017).

Für die Neuansiedlung mit *Stratiotes aloides* sind vollsonnige Standorte förderlich. Diese Situation ist besonders an den Standorten Fadenbach südlich des Damms, am zweiten Transekt des Narrischen Arms nördlich des Damms #2, am Roßkopfarm sowie am

Tiergartenarm anzutreffen. Durch ihre Orientierung, Gewässerbreite und die niedrigen oder lückenhaften Baum - und Strauchstrukturen sind diese Standorte für die Neubesiedelung mit Krebschieren geeignet.

Hinsichtlich der Verlandungssituation ist zu erwähnen, dass die Standorte Narrischer Arm südlich des Damms, Roßkopf und Tiergartenarm zum großen Teil des Jahres mit der Donau in Verbindung stehen und somit von deren Dynamik betroffen sind. Von akuter Verlandung ist nur der erste Transekt des Fadenbaches südlich des Damms betroffen. An diesem Standort kann davon ausgegangen werden, dass sich diese Entwicklung fortsetzen wird. Dagegen hat am Tiergartenarm wegen der Steilheit des Ufers noch keine Verlandung eingesetzt.

6.4 Fazit

Als Ergebnis dieser Arbeit muss festgestellt werden, dass keiner der untersuchten Standorte als sicheres Ersatzbiotop vorgeschlagen werden kann.

Der Literatur ist zu entnehmen, dass der Rückgang der Krebschieren in unseren Gewässern zu einem großen Teil auf die durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung in den letzten Jahrzehnten stark gestiegene Nährstoffbelastung der Böden und Flüsse zurückzuführen ist. Auch das Wasser der Donau ist stark belastet. Daraus ergibt sich das Problem, dass eine Wiederanbindung der Altgewässer an die Donau, die als langfristige Lösung für die Auengebiete vorgeschlagen wurde (Hudler 2014) bzw. eine zeitweise Flutung mit Donauwasser das Problem von *Stratiotes aloides* nicht beheben, sondern durch weitere Nährstoffzufuhr möglicherweise vergrößern würde (Abeli et al. 2014).

Eine andere Möglichkeit, eine Neubesiedelung trotz Eutrophierung und hohem Nitratgehalt erfolgreich durchzuführen, liegt in der Isolierung der Gewässer, was allerdings binnen kurzem zur Verlandung führen würde. Daneben wird der Einsatz von Helophyten als natürliches Filtersystem vorgeschlagen, um dem Wasser die überschüssigen Nährstoffe zu entziehen (Abeli et al. 2014).

Voraussetzung für eine erfolgreiche Besiedelung des Ersatzbiotops dürfte eine entsprechend hohe Zahl an eingesetzten Krebschieren sein. Durch die gemeinsame Nährstoffaufnahme und somit Entgiftung des Wassers kann ein viel höherer Stickstoffgehalt toleriert werden. Stickstoffkonzentrationen bis zu 800 kg/ha/Jahr werden von starken und dichten Krebschierenpopulationen überlebt, während schwache schon bei einem Gehalt von 200 kg/ha/Jahr absterben (Harpenslager et al. 2016).

Doch auch wenn die Ansiedelung einer großen Krebschierenpopulation erfolgreich verläuft, kann ein Gleichgewicht möglicherweise nicht aufrechterhalten werden. Durch die starke Vermehrung einer gesunden *Stratiotes*-Gemeinschaft kommt es zur Verlandung und mangels

der Möglichkeit zur Verdriftung wiederum zum Absterben dieser *Stratiotes*population. Um dies zu verhindern, können außerhalb eines Schutzgebietes mechanische Räumungsmaßnahmen ergriffen werden (Jordan et al. 2010). Im Nationalpark ist höchstens die Anbindung an die Flusssdynamik der Donau zur Bildung neuer Altarme möglich, was aber wie bereits erwähnt das Problem der Nitratbelastung durch das Donauwasser mit sich bringt. Die realistische Einschätzung von Baart geht von einer nicht aufzuhaltenden Verlandung der Auengebiete aus, was die verbleibenden Gewässerreste und ihre Vegetation absolut schützenswert macht (Baart et al. 2013; Bernhardt et al. 2016).

Heute ist *Stratiotes aloides* landesweit geschützt und steht auf der Roten Liste der gefährdeten Pflanzen Österreichs (Niklfeld 1986). Dennoch ist eine entsprechende Information der Bevölkerung über die Gefährdung der Krebschere notwendig, um dieses Problem in das allgemeine Bewusstsein zu rücken.

7 Quellenverzeichnis

Abeli, T., Rossi, G., Smolders, A.J.P., Orsenigo, S. (2014): Nitrogen pollution negatively affects *Stratiotes aloides* in Central-Eastern Europe. Implications for translocation actions; *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24: 724–729.

Baart, I., Hohensinner, S., Zsuffa, I., Hein, T. (2012): Supporting analysis of floodplain restoration options by historical analysis, *Environmental Science & Policy* 34, 92 – 102.

Bernhardt, K.G. (2015): Kartierung potentieller Krebscherengewässer, Zwischenbericht 2015, Auftraggeber Nationalpark Donau-Auen GmbH.

Bernhardt, K.G., Lapin, K., Hameister, S., Fohringer, K., Steyrer, A. (2016): Monitoring *Stratiotes aloides* L.: Populationsmonitoring und genetische Untersuchung von Krebscheren-Beständen in Wien und Niederösterreich. Verbund, Austrian Hydropower AG.

Bernhardt, K.G. Ecology Of Aquatic Plants, Vorlesungsskript, Universität für Bodenkultur Wien.

Binder, W., Patt, H., Kiel, E., Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M., Koenzen, U., Kurth, A. (2015): Natürliche Fließgewässer, Typologie der Fließgewässer, © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015, H. Patt (Hrsg.), Fließgewässer- und Auenentwicklung, DOI 10.1007/978-3-662-48449-4_2.

Blume, H.-P., Brümmer, G., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage 2010, Springer Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.

Brammer, E.S., 1979. Exclusion of phytoplankton in the proximity of dominant water soldier (*Stratiotes aloides*). *Freshwater Biol.*, 9: 233--249.

Cook, C.D.K., Urmi – König, K. (1983): A REVISION OF THE GENUS STRATIOTES (HYDROCHARITACEAE), *Aquatic Botany*, 16, 213—249.

Englmaier, P. (2014): Die Makroflora des Süßwassers: Immer noch ein lohnendes Forschungsthema – DENISIA 0033 03 313 – 345 (Theresa) ODER: Denisia 33, zugleich Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums Neue Serie 163 (2014): 313-345.

Frey W., Lösch, R. (2010): Geobotanik, Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.

Funk, A., Reckendorfer W., Kucera-Hirzinger, V., Raab, R., Schiemer, F. (2009): Aquatic diversity in a former floodplain: Remediation in an urban context, *Ecological Engineering* 35, 1476–1484.

Funk, A., Gschöpf, C., Blaschke, A.B., Weigelhofer, G., Reckendorfer, W. (2013): Ecological niche models for the evaluation of management options in an urban floodplain -conservation vs. Restoration purposes, *Environmental Science & Policy* 34, 79 – 91.

Grabherr, G., Mucina, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs - Teil II - Natürliche Waldfreie Vegetation, Gustav Fischer Verlag Jena – Stuttgart – New York.

Harpenslager, S., Lamers, L.P.M., van der Heide, T., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P. (2016): Harnessing facilitation: Why successful re-introduction of *Stratiotes aloides* requires high densities under high nitrogen loading; *Biological Conservation* 195 (2016) 17–23.

Heiler, G., Hein, T. (März 1997): Hydrochemie, Gewässervernetzung Regelsbrunn, Limnologische Status-Quo Erhebung, S. 51 – 68, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien.

Hein, T., Heiler, G. (1996): Hydrochemische Untersuchungen, Gewässervernetzung: Altarmsystem zwischen Maria-Ellend und Regelsbrunn (Strom km 1905.5 – 1895.5), Limnologische Status-Quo Erhebung, S. 23 - 42, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien.

Hein, T., Schagerl, M. (Dez. 1997): Hydrochemie und Phytoplankton, Gewässervernetzung: Altarmsystem zwischen Maria-Ellend und Regelsbrunn (Strom km 1905.5 – 1895.5), Limnologische Status-Quo Erhebung, S. 1 - 20, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien.

Hein, T., Schwarz, U., Habersack, H., Nichersu, I., Preiner, S., Willby, N., Weigelhofer, G. (2016): Current Status and restoration options for floodplains along the Danube river; *Science of the Total Environment* 543, 778 – 790.

Hohensinner, S., Lager, B., Sonnlechner, C., Haidvogel, G., Gierlinger, S., Schmid, M., Krausmann, F., Winiwarter, V. (2013): Changes in water and land: the reconstructed Viennese riverscape from 1500 to the present, *Water Hist* (2013) 5:145–

Hudler, A. (2014): Populationsbiologie und Gefährdung der Krebschere (*Stratiotes aloides* L.) in Au-Gebieten der Donau in Niederösterreich und Wien Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien - Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung - Institut für Botanik.

Irmisch, T. (1865): Beitrag zur Naturgeschichte des *Stratiotes aloides*. *Flora*, N.F., 23: 81--91, 1pl.

Jasser, I. (1995): The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* 306, 21–32.

Jelem, H. (1972): Die Donauauen – in STARMÜHLNER F. & EHRENDORFER F. et al.: *Naturgeschichte Wiens*, Band 3, Wien, München.

Jelem, H. (1974): Die Auwälder der Donau in Niederösterreich – Mitt. Forstl. Bundes-Versuchsanstalt 109, Wien.

Jordan, R., Kessel, R., Kundel, W. (2010): Erprobung von Managementmaßnahmen zum Erhalt der Krebschere (*STR A*) als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben – Grünland – Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands.

Katzenberger, J., Zacharias D. (2015): Mutualism of *Stratiotes aloides* L. (Hydrocharitaceae) and *Hydrellia tarsata* Haliday (Diptera: Ephydriidae): Tritrophic Interaction of Macrophyte, Leaf-mining Dipteran Pollinator and Parasitoid Braconidae; *Journal of Pollination Ecology*, 15(4), 23-29.

Keckeis, H., Sehr, M. (2014): Vorkommen und Verteilung des Hundsfisches (*Umbra krameri*, Walbaum, 1792) im Fadenbach im Bereich Mannsdorf an der Donau bis Witzelsdorf: Analyse der Bestandssituation, Vergesellschaftung mit anderen Fischarten und Habitatansprüche, Studie im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH, Forschungsauftrag Universität Wien.

Kum, G., Gätz, N. (1997): Makrophyten, Gewässervernetzung: Altarmsystem zwischen Maria-Ellend und Regelsbrunn (Strom km 1905.5 – 1895.5), *Limnologische Status-Quo Erhebung*, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien.

Küry, D. (2009): Krebssschere (*Stratiotes aloides*) in Naturschutzweihern der Schweiz; *BAUHINIA* 21, 49 – 56.

Lapin, K. (2016): Monitoring: *Stratiotes aloides* L.: Populationsmonitoring und genetische Untersuchung von Krebssscheren-Beständen im Nationalpark Donauauen, in Wien und Niederösterreich, Universität für Bodenkultur, Wien.

Lazowski, W. (1997): Auen in Österreich, Vegetation, Landschaft und Naturschutz, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Monographien Band 81, Wien.

Lüderitz, V., Langheinrich, U., Kunz, C. (2009): *Flussaltgewässer: Ökologie und Sanierung*. 1. Auflage, Vieweg+Teubner GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.

Meilinger, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Doktorarbeit, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München.

Mulderij, G., Mooij, W.M., Smolders, A.J.P., Van Donk, E. (2005): Allelopathic inhibition of phytoplankton by exudates from *Stratiotes aloides*, *Aquatic Botany* 82 (2005) 284–296.

Mulderij, G., Van Nes, E.H., Van Donk, E. (2007): Macrophyte–phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors, *Ecological Modelling* 204, 85–92.

Müller, T., Görs, S. (1977): Klasse: Potamogetonetea R. Tx. et Preising 42. In: Oberdorfer E. (Hrsg.), *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Teil I, 2. Auflage. pp 89 – 118, Gustav Fischer Verlag, Jena.

Niklfeld, H. (1986): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz.

Oberdorfer, E. (1979): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Oldorf, S., Krautkrämer, V., Kirschey, T. (2017): *Pflanzen im Süßwasser*, Franckh-Kosmos-Verlag Stuttgart.

Orsenigo S., Gentili, R., Smolders, A.J.P., Efremov, A., Rossi, G., Ardenghi, N.M.G., Citterio, S., Abeli, T. (2016): Reintroduction of a dioecious aquatic macrophyte (*Stratiotes aloides* L.).

Patt, H., Hrsg. (2016): Fließgewässer- und Auenentwicklung, 2. Aufl. 2016, Springer Vieweg, Ursprünglich erschienen unter: Jürging, P.; Patt, H. (Hrsg), © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2005, 2016.

Poppe, M., Muhar, S., Egger, G., Schmutz, S. (2003): Status quo der österreichischen Flusslandschaften: Erfassung und Bilanzierung der Eingriffe und Nutzungen, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 7-8, 122-128

Pott, R. (1995): Pflanzengesellschaften Deutschlands, Ulmer Verlag, Stuttgart.

Reckendorfer, W., Schmalfuss, R., Baumgartner, C., Habersack, H., Hohensinner, S., Jungwirth, M., Schiemer, F. (2005): The Integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austria Alluvial Zone National Park: contradictory goals and mutual solutions, Large Rivers Vol. 15, No. 1 - 4, Arch. Hydrobiol. Suppl. 155, 1 - 4, 613 – 630

Reckendorfer, W., Funk A., Gschöpf, C., Hein T., Schiemer, F. (2013): Aquatic ecosystem functions of an isolated floodplain and their implications for flood retention and management Journal of Applied Ecology, 50, 119–128.

Reigosa, M.J., Sanchez-Moreiras, A., Gonzalez, L. (1999): Ecophysiological approach in allelopathy. Crit. Rev. Plant Sci. 18, 577–608.

Roelofs, J.G.M (1991): Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effect on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands; un Aquatic Botany, 39 (1991) 267-293, Elsevier Science Publisher B.V. Amsterdam

Rotter, D. (1997): Verlandungsdynamik der Donauauen südöstlich von Wien, Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at.

Schiemer, F. (1995): Revitalisierungsmaßnahmen für Augewässer – Möglichkeiten und Grenzen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 101: 163 – 178.

Schiemer, F., Tockner, K., Baumgartner C. (März 1997): Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen: Das Donau-Restaurierungs-Programm bei Regelsbrunn, Gewässervernetzung: Alarmsystem zwischen Maria-Ellend und Regelsbrunn (Strom km 1905.5 – 1895.5), Limnologische Status-Quo Erhebung, S. 1 - 20, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien.

Schratt-Ehrendorfer, L. (1988): Geobotanisch-ökologische Untersuchungen zum Indikatorwert von Wasserpflanzen und ihren Gesellschaften in Donaualtwässern bei Wien, Dissertation, Universität Wien.

Schratt-Ehrendorfer, L., Rotter, D. (1999): Die Donaualtwässer der Lobau bei Wien im Überblick, Geobotanik und Ökologie der Donaualtwässer bei Wien (Wasser- und Verlandungsvegetation) *Stapfia* 64, 1- 21, Linz 1999.

Schratt-Ehrendorfer, L. (2000): Entwicklungstendenzen von Vegetationseinheiten an Sonderstandorten der Donauauen bei Wien (Obere Lobau), *Vcrh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 137(2000): 137-145.

Segal, S. (1971): Principles on structure, zonation and succession of aquatic macrophytes. *Hidrobiologia*, 12: 89--95.

Sehr, M. (2014): Fish species assemblage, abundance and biodiversity in an old, modified Danube side arm. A description of the habitat relations of *Umbra krameri* Walbaum, 1792. Masterarbeit, Universität Wien

Sehr, M., Keckeis, H. (2017): Habitat use of the European mudminnow *Umbra krameri* and association with other fish species in a disconnected Danube side arm, *Journal of Fish Biology* (2017), doi:10.1111/jfb.13402, available online at wileyonlinelibrary.com

Skof, St. (2013): Vegetationsökologische Untersuchungen an den Gewässerrändern der Oberen Lobau, Diplomarbeit, Universität Wien.

Smolders, A.J.P., den Hartog, C., Roelofs, J.G.M. (1995): Observations on fruiting and seed-set of *Stratiotes aloides* L. in the Netherlands. *Aquatic Botany* 51:259-268.

Smolders, A.J.P., den Hartog, C., van Gestel, C.B.L., Roelofs, J.G.M. (1996): The Effects of Ammonium on Growth, Accumulation of Free Amino Acids and Nutritional Status of Young Phosphorus Deficient *Stratiotes aloides* Plants, *Aquatic Botany* 53(1):85-96 · March 1996.

Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M., den Hartog C. (1996) Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 136:327-342

Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., den Hartog, C., Roelofs, J.G.M. (2003): Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable; *Hydrobiologia* 506–509: 603–610.

Sommerwerk, N., Bloesch, J., Paunovic, M., Baumgartner, C., Venohr, M., Schneider-Jacoby, M., Hein T., Tockner K. (2010): Managing the world's most international river: the Danube River Basin, *Marine and Freshwater Research*, 2010, 61, 736–748.

Steininger, F. (1941): Zwergmöwe und Kriebsschere auf dem Drausensee. Ein Beitrag zur Kenntnis natürlicher Auslesevorgänge. Aus dem Erbwissenschaftlichen Forschungsinstitut des Reichsgesundheitsamtes.

Sugier, P., Lorens, B., Chmiel, S., Turczynski, M. (2010): The influence of *Ceratophyllum demersum* L. and *Stratiotes aloides* L. on richness and diversity of aquatic vegetation in the lakes of mid-eastern Poland; *Hydrobiologia* 656:43–53.

Tockner, K. (1996): Gewässervernetzung: Altarmsystem zwischen Maria-Ellend und Regelsbrunn (Strom km 1905.5 – 1895.5), *Limnologische Status-Quo Erhebung*, S. 1 - 23, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien.

Trauner, D., Funk, A., Pölz, E.M., Feldbacher, E., Weigelhofer, G., Reckendorfer, W., Hein, T. (2016): Integrierte gewässerökologische Modellansätze zur Beurteilung von Gewässervernetzungsvarianten am Beispiel der Unteren Lobau; *Österr Wasser- und Abfallw*; 68:301–307.

Van de Weyer, K., Schmidt, C. (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armeleuchteralgen und Moose) in Deutschland, Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg.

Internetquellen:

Homepage Nationalpark Donau – Auen. Online unter: www.donauauen.at/natur-wissenschaft/ (Zugriff 13. 3.2018)

ZAMG Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik. Online unter: www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-0/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm (Zugriff 21.2.2018)

Katastrophenschutz Niederösterreich Zusammenfassung 2017. Online unter: www.noe.gv.at/noe/Katastrophenschutz/Ereignisse2017.html (Zugriff 17.2.2018)

Niederösterreich Atlas. Online unter: [atlas.noe.gv.at/webgisatlas/\(S\(drineucxpbrz1adgp1kujoze\)\)/init.aspx?karte=atlas_gst](http://atlas.noe.gv.at/webgisatlas/(S(drineucxpbrz1adgp1kujoze))/init.aspx?karte=atlas_gst) (Zugriff 19.4.2018)

Karte Nationalpark Donau – Auen. Online unter: https://infothek.donauauen.at/fileadmin/Infothek/4_RegionImKartenbild/43_NPDAKarten/432_DiverseNPDAKarten/04_00703_NPDAUebersichtKart_2017.pdf (Zugriff 12.4.2018)

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Donauverlauf 1529 (Quelle: Hohensinner et al. 2013)	5
Abbildung 2: Donauverlauf 1849 (Quelle: Hohensinner et al. 2013)	5
Abbildung 3: Donauverlauf 1912 (Quelle: Hohensinner et al. 2013)	6
Abbildung 4: Verteilung der Helophyten und Hydrophyten im Süßwasser (Bernhardt 2012)..	9
Abbildung 5: <i>Stratiotes aloides</i> Bestände bei Steinafurth (links) und Eckartsau (rechts), (eigene Aufnahme)	10
Abbildung 6: Blüte von <i>Stratiotes aloides</i> mit weibliche (b) und männlicherBlüte (Quelle: Cook & Urmi-König 1983).....	11
Abbildung 7: Ableger (rechts) und Turionen (links) von <i>Stratiotes aloides</i> (Bernhardt et. al. 2016).....	13
Abbildung 8: Lebenszyklus <i>Stratiotes aloides</i> (Quelle: Pott & Remy 2000).....	14
Abbildung 9: Verbreitungskarte von <i>Stratiotes Aloides</i> in Europa (Quelle: Cook & Urmi-König 1983).....	16
Abbildung 10: Flächendeckender Bewuchs mit <i>Stratiotes aloides</i> beim Öllager in der Lobau (eigene Aufnahme).....	18
Abbildung 11: Lage der Ersatzstandorte (eigene Darstellung).....	22
Abbildung 12: Fadenbach südlich des Damms (eigene Aufnahme).....	24
Abbildung 13: Alter Seitenarm des Fadenbachs, südl. des Damms (eigenen Aufnahme).....	25
Abbildung 14: Narrischer Arm, nördl. des Damms #1 (eigene Aufnahme)	26
Abbildung 15: Narrischer Arm, nördlich des Damms #2 (eigenen Aufnahme).....	27
Abbildung 16: Narrischer Arm, südl. des Damms (eigene Aufnahme)	28
Abbildung 17: Roßkopfarm (eigene Aufnahme).....	29
Abbildung 18: Tiergartenarm (eigene Aufnahme)	30
Abbildung 19: Verlandungsbereich Fadenbach mit <i>Polygonum hydropiper</i> (eigene Aufnahme).....	33
Abbildung 20: Trockengefallene Bereiche am Roßkopfarm (eigene Aufnahme)	41
Abbildung 21: Situation am Fadenbach südlich des Damms (eigene Aufnahme)	45
Abbildung 22: <i>Lemnetum trisulcae</i> - Gesellschaft am Alten Seitenarms des Fadenbachs (eigene Aufnahme).....	47
Abbildung 23: <i>Ceratophylletum demersi</i> – Gesellschaft am Fadenbach südlich des Damms (eigene Aufnahme).....	50
Abbildung 24: Netz am Narrischen Arm nördlich des Damms #2.....	53

9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Durchschnittliche Lufttemperatur und Niederschlag pro Monat und Jahr von 1971 – 2000; gemessen in der Wetterstation Groß – Enzersdorf; online unter: www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-0/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm	21
Tabelle 2: Verortung der Standorte	23
Tabelle 3: Schätzung der Artmächtigkeit in Anlehnung an Braun – Blanquet (Frey & Lösch 2010)	31
Tabelle 4: Wasserchemische Analyse Fadenbach, südlich des Damms	33
Tabelle 5: Vegetationsaufnahme Fadenbach südlich des Damms	34
Tabelle 6: Wasserchemische Analyse Alter Seitenarm des Fadenbachs	35
Tabelle 7: Vegetationsaufnahme Alter Seitenarm des Fadenbachs	35
Tabelle 8: Wasserchemische Analyse Narrischer Arm nördlich des Damms #1	36
Tabelle 9: Vegetationsaufnahme Narrischer Arm nördlich des Damms #1	37
Tabelle 10: Wasserchemische Analyse Narrischer Arm nördlich des Damms #2	38
Tabelle 11: Vegetationsaufnahme Narrischer Arm nördlich des Damms #2	38
Tabelle 12: Wasserchemische Analyse Narrischer Arm südl. Damm	40
Tabelle 13: Vegetationsaufnahme Narrischer Arm südl. Damm	40
Tabelle 14: Wasserchemische Analyse Roßkopf	41
Tabelle 15: Vegetationsaufnahme Pflanzenarten Roßkopf	42
Tabelle 16: Wasserchemische Analyse Tiergartenarm	43
Tabelle 17: Vegetationsaufnahme Tiergartenarm	43
Tabelle 18: Hydrocharitetum morsus – ranae Gesellschaft	44
Tabelle 19: <i>Lemnetum trisulcae</i> Gesellschaft	46
Tabelle 20: <i>Lemno Spirodeletum polyrhizae</i> Gesellschaft	48
Tabelle 21: <i>Ceratophylletum demersi</i> Gesellschaft	49
Tabelle 22: <i>Potamo perfoliati – Ranunculetum circinati</i> Gesellschaft	51
Tabelle 23: Unvollständige <i>Stratiotetum aloidis</i> Gesellschaft	52
Tabelle 24: Standorteigenschaften Fadenbach südl. des Damms; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	54
Tabelle 25: Standorteigenschaften Alter Seitenarm des Fadenbachs; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	55
Tabelle 26: Standorteigenschaften Narrischer Arm nördlich des Damms #1; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	56
Tabelle 27: Standorteigenschaften Narrischer Arm nördlich des Damms #2; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	57
Tabelle 28: Standorteigenschaften Narrischer Arm südlich des Damms; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	58
Tabelle 29: Standorteigenschaften Roßkopf; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	59
Tabelle 30: Standorteigenschaften Tiergartenarm; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	60
Tabelle 31: Übersicht der Standorteigenschaften; grün: geeignet, gelb: mäßig geeignet, rot: ungeeignet	61