



GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL

# Die großen Seen Salzburgs

Wallersee, Mattsee,  
Obertrumer See und  
Grabensee

Beiträge  
zur limnologischen  
Entwicklung

Land Salzburg • Reihe Gewässerschutz • Band 17 • 2015



*Land Salzburg*

*Für unser Land!*

REIHE GEWÄSSERSCHUTZ

BAND · 17

## **Die großen Seen Salzburgs**

**Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee**

Beiträge zur limnologischen Entwicklung

(Projekt Vorlandseen - Heft 3)

Land Salzburg, 2015



## Vorwort



Seen bilden seit jeher markante und interessante Anziehungspunkte für den Menschen. Sei es als seltene landschaftliche Sonderform oder wegen der Schönheit des Gewässers, sei es als Erwerbsquelle durch Fischerei oder den Tourismus.

Die zunehmende Siedlungstätigkeit zur Zeit des wirtschaftlichen Aufschwungs nach 1945 führte zu enormem Druck auf die Seen, sowohl durch den zunehmenden Eintrag von Nährstoffen, als auch durch die Bautätigkeit an deren Ufern. Die sichtbaren Auswirkungen waren die Verminderung der Klarheit der Gewässer und das Auftreten für den Betrachter unästhetischer Algenmassenentwicklungen. Für die Seen bedeutete das eine sehr rasche und intensive Verschlechterung des gesamten Ökosystems. Sie entwickelten sich von klaren nährstoffarmen Seen zu überdüngten unansehnlichen Gewässern.

Die öffentliche Hand reagierte rasch und begann mit der Sanierung der Einzugsgebiete durch die kanaltchnische Entsorgung der häuslichen und gewerblichen Abwässer. Um die Effizienz der Nährstoffabhaltung zu steigern, wurden (in Vorwegnahme der von der Europäischen Union erlassenen Nitratrichtlinie, die auch den Phosphor als wichtigsten Algennährstoff mitumfasst) vom Land Salzburg Düngebeschränkungen in den Einzugsgebieten der Vorlandseen erlassen.

Die Berichtsserie „Projekt Vorlandseen“ startete 1980 mit Heft 1 und wurde 1986 fortgesetzt. Die Berichte im vorliegenden Band 17 der Reihe Gewässerschutz dokumentieren die Auswirkung der Maßnahmen auf die Entwicklung der Gewässergüte der Vorlandseen; dieser Band schließt als Heft 3 das „Projekt Vorlandseen“ ab.

*Astrid Rössler*

Astrid Rössler  
Landeshauptmann-Stellvertreterin



## Die großen Seen Salzburgs

Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee

Beiträge zur limnologischen Entwicklung



Der Wallersee im Bereich des Henndorfer Strandbades (Foto: Mario LINDLBAUER)



# INHALT

1	EINFÜHRUNG.....	7
2	SALZBURGER LANDTAG (1911): Historie der Seespiegelabsenkung der Vorlandseen.....	11
3	SCHABER P. (2015): Die Reoligotrophierung der Salzburger Vorlandseen Mattsee, Obertrumer See, Grabensee und Wallersee.....	21
4	GRANIG H., JÄGER P., PATZNER R. A. (1999): Besiedlungsstrategien der Dreikantmuschel <i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS) in Salzburger Seen.....	73
5	LAUTH E., WARINGER J. (2001): Libellen als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand der Seeufer der Trumer Seen.....	95
6	LAUTH E. (2009): Sukzessionsstudie der Uferzonen des Wallersees und des Wenger Moores am Beispiel der Odonatenfauna .....	129
7	PETZ-GLECHNER R. (2001): Die Fischfauna der Trumer Seen .....	151
8	GLECHNER R. (1996): Untersuchungen des Laichverhaltens verschiedener Fischarten im Wallersee unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche des Hechtes.....	163
9	PETZ-GLECHNER R., JÄGER P. (2001): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee..	201
10	JÄGER P., FINSTER M. (2015): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee 2009 und vergleichende Diskussion der Ergebnisse 1982/83, 1995, 2001 und 2009 .....	211
11	WANZENBÖCK J., JÄGER P. (2015): Veränderung des Brutfischaufkommens im Wallersee durch Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung. Untersuchungsperiode 1997-2010 .....	235
12	JÄGER P., WANZENBÖCK J. (2003): Das meinen die Fische zur Sanierung des Wallersees.....	259
13	HEBERLING O. (2000): Zustand der Vegetation an ausgewählten Stellen der Wallerseeufer 1997/1998/1999.....	263
14	PALL K., JÄGER P. (1999): Die aquatische Vegetation der Trumer Seen .....	307
15	JÄGER P., DUMFARTH E., HEBERLING O. (2011): Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen.....	321
16	JÄGER P. (2015): Ökoton Seeufer. Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen.....	383
17	LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2015): Monitoring-Programm der Zuflüsse des Wallersees 2012/13 .....	416



# 1 Einführung

Die starken Algenblüten im Zeller See, Fuschlsee, Wallersee, den Trumer Seen und auch im Wolfgangsee, beginnend in den 1950er- bis in die 1980er-Jahre, sorgten damals regelmäßig zur Badesaison im Sommer für negative Schlagzeilen. Die Politik suchte nach Abhilfe, Raumplanung, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz begannen bereits 1979 mit der Suche nach den Ursachen dieser ökologischen Probleme der großen Salzburger Seen, das Projekt Vorlandseen lief an.

Das Vorprojekt, das zur Grundlagenerfassung und für den konzeptiven Aufbau der Folgestudie diente, wurde 1980 abgeschlossen. 1980 bis 1983 erfolgte die konzertierte Feldarbeit aller beteiligten Fachdisziplinen, 1984 wurden die Ergebnisse der Ursachenforschung abgeglichen, besprochen, diskutiert und in Berichtsform zusammengefasst. Der Ergebnisband des Projektes erschien 1986.

Mit den Ergebnissen der Studie, welche auch für die anderen großen Seen unmittelbar anwendbar waren, startete die Umsetzung der Seensanierung in Salzburg mit den Schwerpunkten Nährstoffrückhalt, ökologische Sanierung der Uferzonen und Erhalt der natürlichen Wasserstände und Spiegelschwankungen der Seen sowie der Aufbau der zentralen Abwasserentsorgung in den Seen-Einzugsgebieten und einer nachhaltigen Landwirtschaft um die Seen.

Ein begleitendes Monitoring durch den Gewässerschutz des Landes dokumentierte den Erfolg der Maßnahmen und ermöglichte rasche Korrekturen bei Fehlentwicklungen. Auf diese Weise hat sich im Laufe der Jahre eine Fülle von interessanten Ergebnissen aus der Beobachtung der in Gang gesetzten ökologischen Sukzessionen an unseren Seen angesammelt.

Ganz besonderes Augenmerk wurde dem Wallersee gewidmet, da an diesem See zum Nährstoffproblem zusätzlich zwei Seespiegelabsenkungen die großen naturbelassenen Uferzonen schleichend zerstörten.

Das Projekt Hochwasserschutz Seekirchen bot 1993 die einzigartige Möglichkeit, zur Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet auch den Seespiegel wieder anzuheben und auf diese Weise die Fehler der Vergangenheit auszugleichen.

Mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in österreichisches Recht gelten Seen ab einer Fläche von mehr als einem halben Quadratkilometer als Große Seen. Salzburg hat damit acht natürliche große Seen: Wallersee, Mattsee, Obertrumer See, Grabensee, Fuschlsee, Wolfgangsee, Hintersee, Zeller See. In diese Kategorie gehören auch der künstliche Wiestalstausee und die Speicher Mooser-, Wasserfall- und Durlassboden sowie der Speicher Tauernmoos (SCHABER P., JÄGER P.: Limnologische Beobachtungen in den Speichern Mooserboden, Wasserfallboden, Tauernmoos und Durlaßboden. - Land Salzburg - Reihe Gewässerschutz 7: 173-192, 2010).

Band 17 der Reihe Gewässerschutz des Landes Salzburg ist gleichzeitig die Dokumentation des Erfolges der bereits 1986 vorgeschlagenen Sanierungsmaßnahmen an den Vorlandseen. In einem weiteren Band soll die limnologische Entwicklung der übrigen großen Seen Salzburgs dokumentiert werden. In beiden Bänden werden zudem wichtige Ergebnisse früherer Untersuchungen, die bisher nur als unpublizierte Berichte vorliegen, veröffentlicht.

Ich freue mich, dass es mir in meinem Berufsleben vergönnt war Analyse, Diagnose, Sanierung und die Überprüfung des Sanierungserfolges an unseren großen Seen aktiv zu erleben. Mein Dank gilt allen, die mich auf meinem Weg begleitet haben.

Paul Jäger



# Historie der Seespiegelabsenkungen der Vorlandseen

SALZBURGER LANDTAG 1911

## **KURZFASSUNG**

In den Protokollen der Sitzungen des Salzburger Landtages aus dem Jahre 1911, verwahrt im Salzburger Landesarchiv, finden sich auf den Seiten 232 bis 238 folgende Berichte über „Sonstige Wasserbauten und Regulierungen“:

- Tieferlegung des Seekirchnersees
- Regulierung der Fischache bei Seekirchen und des Eugendorferbaches
- Tieferlegung des Ober- und Niedertrumer- und des Grabensees
- Regulierung der Mattig
- Regulierung des Griesbaches bei Hintersee
- Trockenlegung des Ibmer- und des Waidmooses
- Regulierung der Oichten
- Regulierung des Größenbaches und Entwässerung des Pitzlmooses bei Mauterndorf

Zitat:

SALZBURGER LANDTAG (1911): Sonstige Wasserbauten und Regulierungen. Sitzungsberichte, 232-238. - Salzburger Landesarchiv

Reprint:

SALZBURGER LANDTAG (1911): Sonstige Wasserbauten und Regulierungen. Sitzungsberichte, 232-238. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 11 - 20 (2015)

Separatum ex Salzburger Landtag, Salzburg 1911

# Die Gewässer des Landes.

verschlammt und verlandet, Gebäude und Fahrnisse bedroht werden, wie dies schon häufig, insbesondere jedoch in den Jahren 1897 und 1899, der Fall gewesen ist.

Der Landtag nahm auch zufolge des Beschlusses vom 8. November 1910 (Landtag 1910 Seite 1526) die Verbauung des Hain- und Steindorferbaches nach dem Projekte der Landesregierung Salzburg grundsätzlich unter der Voraussetzung in Aussicht, daß seitens des Meliorationsfonds und der sonstigen Interessenten, insbesondere des k. k. Straßenärars, angemessene Beiträge zugesichert werden, und beauftragte den Landesauschuß, diesbezüglich die erforderlichen Verhandlungen einzuleiten.

#### Die Vöckla.

Mit dem Beschlusse vom 15. Oktober 1908 (Landtag 1907/8 Seite 1760/3) bewilligte der Landtag zu der vom Lande Oberösterreich unternommenen Verbauung der Vöckla einen Beitrag von 300 Kronen unter der Voraussetzung, daß sich die Schutzbauten auch auf den obersten (salzburgischen) Flußlauf erstrecken.

Ein Wolkenbruch am 24. September 1909 verursachte in der Landgemeinde Straßwalchen durch Abflchwemmung der Felber großen Schaden; auch fanden Grundbrüche an der Vöckla statt, die bei jedem neuen Hochwasser verderblicher zu werden drohten.

Zur teilweisen Linderung bewilligte der Landtag in der Sitzung am 18. Oktober 1909 (Landtag 1909 Seite 1633) einen Beitrag.

Ferner bewilligte der Landtag mit Beschluß vom 8. Februar 1910 (Landtag 1909 Seite 2205) einem Mühlenbesitzer in Straßwalchen zum Neubau einer wichtigen Wasserwehre in der Vöckla eine Subvention von 400 Kronen.

Diese Wehre ist insoferne wichtig, weil im Falle einer Zerstörung flufaufwärts nicht bloß eine bedenkliche Sohlenvertiefung eintreten, sondern das jetzt zum Großteil zurückgehaltene Geschiebe und Anholz auch die unterhalb der Wehre gelegenen Uferverwulungen, Kulturgründe und die Straße von Zell am Moos nach Frankmarkt in Gefahr bringen würde.

#### Sonstige Wasserbauten und Regulierungen.

**Regulierung der Fischache bei Seekirchen und des Eugendorferbaches; Tieferlegung des Seekirchnersees.**

Am 22. November 1839 wurde im Markte Seekirchen zum Behufe der dortigen Achregulierung in Verbindung mit der damals projektierten Herstellung der Seekirchner Achbrücke eine kreisamtliche Lokalkommission abgehalten; allein das Resultat derselben war insoferne ein ungünstiges, als das Projekt der Achregulierung an den Einwendungen und der Beitragsverweigerung von Seite der zunächst dabei beteiligten Gemeinderepräsentanten und Anrainer scheiterte.

Im Jahre 1844 wurde von der Marktgemeinde Seekirchen, einverständlich mit dem dortigen Kollegiatstifte,

das Ansuchen um Einleitung der Regulierung des Achflufbettes an das bestandene k. k. Pfleggericht in Neumarkt gerichtet und letzteres hat dasselbe an die Kreisbehörde vorgelegt.

Außer einer kommissionellen Lokalerhebung geschah übrigens dazumal in dieser Angelegenheit nichts weiter.

Bei dieser Lokalerhebung, die am 7. Juli 1845 stattfand, wurde festgestellt, daß die im Jahre 1839 bestandenen Übelstände noch dieselben seien, ja daß dieselben noch zugenommen haben. Das träge Gefälle der Ache von ihrem Ausflusse aus dem Wallersee bis zur Einmündung des Eugendorferbaches und die dadurch herbeigeführten Versumpfung bestanden noch immer und hatten letztere in dem kurzen Zeitraume von nicht ganz sechs Jahren an Ausdehnung gewonnen; besonders die nächste Nähe des Marktes Seekirchen, wo diese Versumpfung am meisten um sich gegriffen haben, gewährte einen höchst betäubenden Anblick; dadurch litten besonders der Friedhof, die Kirche und der in der Nähe derselben befindliche Garten des Kollegiatstiftes, sowie alle herumliegenden Gründe. Von der Kommission wurde die Befürchtung ausgesprochen, daß die Versumpfung noch eine größere Ausdehnung nehmen und dadurch immer mehr produktives Land entziehen werde; nicht minder erachtete es die Kommission für ihre Pflicht zu bemerken, daß diese Versumpfung eine der Gesundheit höchst schädliche Ausdünstung verbreiten und durch die zahlreichen von dem unregulierten Zustande der Ache herbeigeführten Überschwemmungen einen großen Übelstand bilden.

Die Kommission stellte sogleich die Regulierung der Seekirchnerache als dringend notwendig dar.

Die Hauptursachen dieser Übelstände waren das auffallend träge Gefälle der Ache und die Krümmung derselben, wodurch bei der Einmündung des mit einem stärkeren Gefälle versehenen und große Massen Schotter mit sich führenden Eugendorferbaches eine Aufstauung und eine die Versumpfung wesentlich befördernde Anhäufung von Schotter und eine Erhöhung des Bachbettes herbeigeführt wurde.

Durch diese Ursachen wurde der in die Ache mündende, erst im Jahre 1840 regulierte Marktmühlbach bei jedem anhaltenden Regen zurückgestaut und ein Teil des Marktes tagelang überschwemmt.

Der Typhus, welcher im Jahre 1843 in Seekirchen geherrscht und zahlreiche Bewohner als Opfer forderte, war, wie ärztlicherseits ausgesprochen wurde, nichts als die Folge der verpesteten Ausdünstungen, die durch die Versumpfung herbeigeführt wurden; es mag hiezu auch der Umstand beigetragen haben, daß die Leichen wegen der Versumpfung nicht mehr in der gehörigen Tiefe begraben werden konnten.

Nach der kommissionellen Erhebung in den vierziger Jahren schlummerte die ganze Angelegenheit wieder durch volle acht Jahre.

Im Jahre 1852 endlich ergriff die Behörde selbst die Initiative.

Es wurde nämlich die in einer Fläche von ein Viertel Quadratmeile südwestlich vom Wallersee sich ausdehnende Talebene, in welcher der Markt Seekirchen liegt, als für die Gesundheit schädlich erkannt.

Die Statthalterei hat wegen dieser Beschaffenheit des Bodens der Bezirkshauptmannschaft die ungefäumte Inangriffnahme der Ucheregulierung aufgetragen.

Diese Anordnung hatte jedoch leider auch kein günstiges Resultat.

Eine Kommission untersuchte am 24. Juli 1853 abermals die mehrerwähnten Gebrechen und fand, daß seit der letzten Verhandlung am 7. Juli 1845 die Versumpfung sich bedeutend vermehrt und ausgedehnt, daß hie und da die Uche selbst eine ganz andere Richtung im Laufe angenommen hatte und daß eine Abhilfe dringend geboten erschien.

Da sich wegen des Umfanges der zu dieser Abhilfe notwendigen Arbeiten die Gemeinden nicht herbeiließen, dieselben durch Gemeindemittel zu vollbringen, so wurde beschlossen, von einer Kommission die Größe der Arbeit und deren Kosten abschätzen zu lassen, um die Bestreitung durch die Landeskonkurrenz zu erwirken, welches letztere um so begründeter erschien, da dieser Gegenstand schon früher nicht einmal, sondern wiederholt durch das k. k. Kreisamt in Salzburg selbst in die Hand genommen wurde und andererseits ähnliche Arbeiten im Pinzgau und Dongau ebenfalls aus den Landes- oder Staatsmitteln bestritten worden waren.

So blieb die Sache abermals bis zum Jahre 1861 auf sich beruhen.

Im Jahre 1861 wurde die Regulierung der Uche rücksichtlich des Fischachbaches bei Seekirchen von der k. k. Statthalterei selbst wieder aufgenommen; es blieb aber beim Alten, obgleich man wieder den Gegenstand als unaufschiebbar und höchst dringlich erklärte und sogar durch das Bezirkshauptamt ein sehr genaues Regulierungsprojekt ganz neu ausfertigen ließ.

Im Jahre 1869 überreichte die Marktgemeinde Seekirchen dem Landtage eine Petition um Einleitung und Durchführung der Regulierung der Uche.

Der Landtag sicherte auch diese Durchführung zu und beauftragte den Landesauschuß mit den notwendigen Erhebungen.

Es wurde ein Projekt ausgearbeitet, in welchem die Regulierung der Fischache, des Eugendorferbaches und die Tiefertlegung des Seekirchnersees inbegriffen war.

Die Kosten für die beiden ersteren Durchführungen wurden mit 10.500 fl., beziehungsweise 2000 fl., für letztere mit 2500 fl. berechnet.

Gleichzeitig wurde an das k. k. Ackerbau-Ministerium mit der Bitte herantreten, die durch diese Regulierungen zu gewinnende Grundfläche dem Lande zu überlassen.

Diesem Ansuchen wurde nicht stattgegeben, weshalb Verhandlungen betreffs Ankaufes dieser Gründe eingeleitet wurden.

Im Jahre 1873 legte der Landesauschuß dem Landtage den Entwurf des diesbezüglichen Kaufvertrages vor,

der auch mit einigen Änderungen in der Sitzung am 20. Dezember 1873 (Landtag 1873 Seite 631) genehmigt wurde.

Da sich die Notwendigkeit ergab, das Bauprojekt umzuarbeiten, erhielt der Landesauschuß mit Beschluß vom 13. Oktober 1874 (Landtag 1874 Seite 493) den Auftrag, diese Umarbeitung zu veranlassen.

Es wurden folgende zwei Projekte ausgearbeitet:

1. Die Regulierung der Fischache in der Strecke von der Molfenter- (Scheufele-) Wehre bis See und die Tiefertlegung des Sees selbst um 4', wofür die Kosten nach dem Projekte vom 20. Februar 1875 betragen:

a) für die Fischachregulierung . . . . .	20.167 fl.
b) für die Eugenchachregulierung . . . . .	2.809 „
Zusammen	22.976 fl.

2. Regulierung der Fischache in der Strecke von der Molfenter- (Scheufele-) Wehre bis zur Achbrücke bei Seekirchen und Tiefertlegung des Wasserpiegels bei der Uche um 2', wofür die Kosten betragen:

a) für die Fischachregulierung . . . . .	8.693 fl.
b) für die Eugenchachregulierung wie oben	2.809 „
Zusammen	11.502 fl.

Der Landtag genehmigte in der Sitzung am 31. März 1876 (Landtag 1876 Seite 660) die Durchführung des zweiten Projektes.

Da sich jedoch verschiedene Schwierigkeiten, insbesondere wegen Ablösung der sogenannten Scheufelemühle ergaben, beschloß der Landtag in der Sitzung am 19. Juni 1880 (Landtag 1880 Seite 435) die Entscheidung über die Frage, welches Projekt durchzuführen ist, zu vertagen.

Der Besitzer der Mühle bot mittlerweile diese um den Pauschalbetrag von 22.000 fl. an.

Dieses Kaufanbot nahm der Landtag nicht an, sondern beschloß in der geheimen Sitzung am 4. Juli 1880 neuerdings die Durchführung der Regulierungsarbeiten nach dem zweiten Projekte.

Über Auftrag des Landtages stellte der Landesauschuß an die Bezirkshauptmannschaft Salzburg das Ansuchen um Entscheidung wegen der Tiefertlegung der Wehre bei obgenannter Säge.

Die Bezirkshauptmannschaft entschied, daß die Besitzer der Säge verpflichtet seien, bei Durchführung der vom Salzburger Landtag beschlossenen Regulierung der Fischach den Fachbaum der zur Säge gehörigen, in der Fischach erbauten Wehre um 2-6 Meter tiefer zu legen und die demgemäß an dem Sägewerk samt Kanal und Wehre erforderlichen Abänderungen auf eigene Kosten, ohne Anspruch auf irgend eine Entschädigung vorzunehmen, da sonst das der genannten Firma zustehende Wasserbenützungrecht widerrufen und der Betrieb des Sägewerkes eingestellt werden müßte.

Die Landesregierung, an welche seitens der Besitzer der Rekurs ergriffen wurde, entschied in dem gleichen Sinne, nur wurde das Maß der Tiefertlegung des Fachbaumes der Wehre auf zwei Meter herabgesetzt.

Da die Sägebefitzer neuerlich den Rekurs an das k. k. Ministerium ergriffen, konnte mit den Regulierungsarbeiten nicht begonnen werden.

Mittlerweile wurde die Frage des mit dem Landtagsbeschlusse vom 1. Oktober 1881 (geheime Sitzung) genehmigten Ankaufes des Seekirchnersees geregelt.

Am 19. Juli 1882 wurde der bezügliche Kaufvertrag mit der k. k. Finanzdirektion abgeschlossen (vergl. Abschnitt „Die Realitäten des Landes“).

Am 21. September 1882 boten die Besitzer der Scheufesäge, ohne die Entscheidung über den eingebrachten Rekurs abzuwarten, diese neuerdings dem Lande, und zwar um einen Kaufschilling von 6000 fl. an.

Dieses Angebot nahm der Landtag mit Beschluß vom 14. Oktober 1882 (Landtag 1882 Seite 921) an und beauftragte den Landesauschuß, nunmehr die Regulierungen ohne Verzug durchzuführen.

Bei den kommissionellen Verhandlungen über das Detailprojekt erhoben die Besitzer der unterhalb der Scheufesäge gelegenen Werke Einsprache gegen die Regulierung.

Erst im Jahre 1885 wurde die Bewilligung zur Durchführung der Projekte erteilt, doch zog sich diese neuerdings in die Länge, da die Werksbesitzer den Rekurs einbrachten, der aber abgewiesen wurde.

Mit Beschluß vom 21. Dezember 1886 (stenogr. Bericht Seite 1109) genehmigte der Landtag die im Detailprojekt mit 18.643 fl. veranschlagten Baukosten und beauftragte den Landesauschuß, die Arbeiten innerhalb drei Jahren zu vollenden.

Im Jahre 1887, also nach 55-jährigen Verhandlungen, wurde mit den Regulierungsarbeiten begonnen.

Da aber infolge der Verzögerungen der Vollendungstermin nicht eingehalten werden konnte, wurde der Landesauschuß vom Landtage mit Beschluß vom 6. Dezember 1887 (Landtag 1887 stenogr. Bericht Seite 771) beauftragt, die Verlängerung der Frist um ein Jahr zu erwirken, ferner die bereits im Jahre 1879 zugesicherten freiwilligen Beiträge der Interessenten einzuhoben, alle Interessenten im Sinne des § 51 des Wasserrechtsgesetzes vom 28. August 1870 zur Beitragsleistung heranzuziehen und an das k. k. Ackerbau-Ministerium mit der Bitte um einen Staatsbeitrag heranzutreten.

Die zufolge dieses Auftrages eingeleiteten Schritte führten zu einem günstigen Ergebnis.

Das Ministerium bewilligte einen Beitrag von 3000 fl., von den Interessenten wurden 1670 fl. 50 kr. an Beiträgen eingezahlt und die Bauzeit wurde um ein Jahr verlängert.

Im Jahre 1888 richtete ein Hochwasser großen Schaden an, dessen Behebung 1390 fl. 70 kr. erforderte, welcher Betrag auch vom Landtage mit Beschluß vom 20. September 1888 (stenogr. Bericht Seite 840) nachträglich genehmigt wurde.

Infolge der hiedurch erschwerten Arbeitsverhältnisse mußte die Bauzeit neuerdings um zwei Jahre verlängert werden.

Mit Beschluß vom 8. Oktober 1888 (stenogr. Bericht Seite 132/1320 bewilligte der Landtag für notwendige Nachtragsarbeiten einen Betrag von 3000 fl.

Mit Beschluß vom 30. Oktober 1890 (Landtag 1890 Seite 819) wurde der Landesauschuß beauftragt, auf Grund des § 51 des Wasserrechtsgesetzes vom 28. August 1870 L.-G.-Bl. Nr. 32 im Wege der politischen Behörde von den Interessenten einen angemessenen Beitrag zu seinen Bauauslagen anzusprechen und diesen Anspruch zu vertreten.

Zur Vollendung des Baues behufs Tiefertlegung des Seekirchnersees wurde und zwar für den neuen Durchstich beim Bräuertümpfl ein Betrag von 2182 fl. und für die Baggerarbeiten, soweit sie noch notwendig erschienen, ein Betrag von 2400 fl., daher zusammen ein Betrag von 4582 fl. pro 1891 aus dem Landesfonds angewiesen.

Auf Grund des Erkenntnisses der k. k. Bezirkshauptmannschaft Salzburg vom 14. September 1895 wurde dem Lande ein Interessentenbeitrag von zusammen 2009 fl. 66 kr. zugesprochen. (Landtag 1895 Seite 491.)

Mit Beschluß vom 26. Februar 1898 (Landtag 1897 Seite 1389) genehmigte jedoch der Landtag die teilweise Ermäßigung, beziehungsweise gänzliche Abschreibung einiger Beiträge.

#### **Tiefertlegung des Ober- und Niedertrumer- und des Grabensees; Regulierung der Mattig.**

Die Ausläufer der Hügel gegen das Flachland des Innviertels bilden dort ein Becken, dessen Abdachung ein Gebiet von 12.231 Joch umfaßt.

In den tiefsten Lagen dieses Beckens liegen die drei Seen:

Der Trumersee mit 854<sup>1</sup>/<sub>4</sub> Joch, der Mattseersee mit 643 Joch und der Grabensee mit 225<sup>3</sup>/<sub>4</sub> Joch, sohin zusammen mit 1723 Joch.

Die ganze im Tale sich ausdehnende Wassermasse hatte nur eine Möglichkeit des Abfließens, nämlich einen stark gewundenen Kanal, der den Trumersee mit dem Grabensee verbindet und diesen, der Brandstättmühle zu, unter dem Namen Mattig ableitet.

Der Spiegel der drei unter sich verbundenen Seen war völlig gleich; das Gefälle des Abzugskanals bis zur Brandstättmühle betrug zirka 10 Zentimeter, so daß nur ein unmerkliches Abfließen des Wassers stattfand.

Die Folge davon mußte sein, daß bei diesem kaum merklichen Gefälle die Verschlammung, sohin die Erhöhung der Kanalsohle und Alluvion an den beiden Ufern rasch sich steigerte und noch mehr durch das Wuchern der Wasserpflanzen und durch Schilfwuchs gefördert wurde.

Es konnte gar nicht anders sein, als daß der an sich unverhältnismäßig geringe Abzugskanal von Jahr zu Jahr seinen Zweck weniger erfüllte und beinahe gänzlich den Abfluß verschloß, was zur Folge haben konnte, daß die ganze Fläche durch die Aufftaunung jedenfalls zeitweilig unter Wasser gesetzt wurde und — wenn dieses auch durch Verdunstung oder Einsickern auftröcknete — einen Sumpf zurückließ.

Nun sind die starken und lange dauernden Regengüsse gerade in diesem Quellengebiete bekannt. Das rasche Steigen der drei vereinigten Seen war damit leicht erklärlich.

Trat nun in dieser Periode der Anschwellung, wie häufig, ein neuer Regenguß ein, so wuchs die Kalamität mit doppeltem Schritte.

Es lag auch schon in den geschilderten Verhältnissen, daß diese Kalamität nicht einfach in einer Überschwemmung bestand, weil das einmal ausgetretene Wasser in den Einsenkungen der Flächen gar keinen Abfluß hatte, sondern liegen bleiben mußte, bis dasselbe bei warmer Witterung aufgefangt wurde.

Daß das Inundationsgebiet nach dieser Sachlage der raschen Versumpfung gänzlich preisgegeben war, und daß diese sohin mit der naturgemäßen Erhöhung des Kanalbettes, des völligen Verschwindens eines Gefälles und der Einengung der Ufer gleichen Schritt hielt, kann keinem Zweifel unterliegen.

Dazu kamen die üblen Folgen für die Gesundheit der Menschen und Tiere.

Es sei hiezu bemerkt, daß schon zu Ende des 18. Jahrhunderts die dortigen Bewohner über die unhaltbaren Zustände Beschwerde führten, welche aber wenig Erfolg hatten (vgl. Landtag 1869 Seite 859/60).

Diese Angelegenheit, über welche fast ein Jahrhundert lang verhandelt und geschrieben wurde, beschäftigte den Landtag seit 1868, in welchem Jahre die Gemeinden Mattsee, Obertrum und Seeham eine Petition um Unterstützung gegen die zunehmende Versumpfung der Felder überreichten.

Der Landesauschuß wurde mit Beschluß vom 2. Oktober 1868 (stenogr. Bericht Seite 1126/8) mit entsprechenden Erhebungen beauftragt.

Weiters erhielt der Landesauschuß mit dem Beschlusse vom 30. Oktober 1869 (stenogr. Bericht Seite 873) den Auftrag, ein Projekt auszuarbeiten und die materielle und moralische Unterstützung seitens des Staates zu sichern; auch wurde eine Unterstützung seitens des Landes in Aussicht gestellt.

Die Verhandlungen mit dem k. k. Ackerbau-Ministerium, sowie mit den Interessenten zogen sich längere Zeit hin.

Im Jahre 1874 genehmigte das k. k. Finanz-Ministerium im Einvernehmen mit dem k. k. Ackerbau-Ministerium die käufliche Überlassung des in der Steuergemeinde Berndorf gelegenen, domänenararischen Grabensees, Katastralparzelle Nr. 2188, per 225 Joch 1058 Quadratklafter, dann des in der Steuergemeinde Mattsee gelegenen Ober- und Niedertrumer-Sees, Katastralparzelle Nr. 2119 und 281 von zusammen 1497 Joch 399 Quadratklafter mit den darauf haftenden Servitutlasten an das Land Salzburg zum Zwecke der Regulierung des Mattigbaches und der Tieserlegung der genannten drei Seen um den Betrag von 1200 fl. Hierbei wurde die Bedingung gestellt, daß das Arar vom Beitritte zu der in Absicht auf die Projektausführung zu bildenden Genossenschaft, sowie von allen

Kostenbeiträgen und Ersahleistungen aus Anlaß der Projektausführung losgezählt werde.

Die genannten Seen gingen am 1. Juli 1874 in das Eigentum des Landes über. (Vergl. Abschnitt „Die Realitäten des Landes“.)

Mit Beschluß des Landtages vom 17. März 1876 wurde der Landesauschuß beauftragt, vorläufig die geeigneten Schritte zur Bildung einer Wassergenossenschaft für die Räumung der Seekanäle und die Regulierung der Mattig einzuleiten, und zu diesem Behufe vorerst ein technisches Projekt nebst Kostenvoranschlag über die Regulierungsarbeiten durch das landschaftliche Bauamt ausarbeiten zu lassen, und mit Rücksicht auf den § 47 des Wasserrechtsgesetzes vom 28. August 1870 im Frühjahr 1876 die Grenzen der an den genannten drei Seen liegenden Grundstücke festzustellen, damit beim Zurücktretten des Wasserspiegels der gewonnene Grund richtig ermittelt werden konnte.

Das Projekt über die Regulierung der Mattig vom Grabensee bis zur Brandstättmühle und über die Räumung und teilweise Regulierung der Seekanäle wurde verfaßt; die Kosten der Durchführung wurden mit 11.769 fl. veranschlagt.

Von den Interessenten wurde im Jahre 1877 im Subskriptionswege ein Betrag von 696 fl. aufgebracht, wozu noch der Landtag mit Beschluß vom 20. April 1877 (stenogr. Bericht Seite 392) einen Beitrag von 200 fl. bewilligte.

Außerdem sicherte ein Brauereibesitzer in Obertrum für die Einlösung des Wasserrechtes der Brandstättmühle einen Beitrag von 1000 fl. zu.

Obige Beiträge wurden zur Durchführung der unerläßlich notwendigen Arbeiten verwendet.

Für das Jahr 1879 wurde mit Beschluß vom 18. Oktober 1878 (stenogr. Bericht Seite 850) für die Räumungsarbeiten ein Beitrag von 50 fl. genehmigt und der Landesauschuß beauftragt, die Bildung einer Wassergenossenschaft zu betreiben.

Da die hierüber eingeleiteten Schritte zu keinem Ergebnisse führten, stellte der Landesauschuß an die Bezirkshauptmannschaft das Ersuchen um Bildung einer Zwangs-genossenschaft.

Die Bezirkshauptmannschaft verlangte jedoch die Vornahme umfangreicher und kostspieliger Erhebungen, weshalb das gestellte Ansuchen zurückgezogen wurde.

Auch eine zufolge des Landtagsbeschlusses vom 14. Oktober 1882 veranlaßte freie Vereinbarung zwischen den Gemeinden Mattsee, Seeham und Obertrum, beziehungsweise den Interessenten kam nicht zustande.

Erst im Jahre 1885 wurden wieder Arbeiten vorgenommen.

Es wurde der sogenannte Zellhoffanal zwischen dem Obertrumer- und Grabensee ausgehoben, die alte Brücke durch eine neue ersetzt und das Achenbett zwischen den beiden Seen geräumt.

Die Kosten betragen 423 fl. 40 kr., wozu vom Landtage mit Beschluß vom 14. Oktober 1882 (stenogr. Bericht

Seite 928) 50 fl. und mit Beschluß vom 7. Jänner 1886 (Landtag 1885 Seite 1641) 100 fl. beigetragen wurden.

Mit dem letzteren Beschlusse wurde auch der Landesauschuß beauftragt, über die noch erforderlichen Arbeiten Erhebungen zu pflegen und unter Zusicherung eines Drittels der Kosten die Gemeinden zu veranlassen, diese Arbeiten innerhalb zweier Jahre durchzuführen.

Auf Grund der Erhebungen wurden die Kosten der notwendigen Arbeiten mit 2639 fl. berechnet, zu denen der Landtag mit Beschluß vom 20. Dezember 1886 (stenogr. Bericht Seite 1057) den Gemeinden Obertrum und Seeham, welche die Durchführung übernahmen, einen Beitrag von 440 fl. bewilligte.

Da die Gemeinden in der Folge Aufräumungsarbeiten nicht mehr vornahmen, sicherte ihnen der Landtag mit Beschluß vom 24. Oktober 1889 (stenogr. Bericht Seite 936) neuerdings die Übernahme eines Drittels der Kosten zu und beauftragte den Landesauschuß, die erforderlichen Verhandlungen einzuleiten.

Da diese jedoch ergebnislos verliefen, nahm der Landtag in der Sitzung am 16. Oktober 1890 (Landtag 1890 Seite 419) den diesbezüglichen Bericht des Landesauschusses zur Kenntnis.

Die Hochwässer des Jahres 1897 haben auch an den dem Lande Salzburg gehörigen drei Trumerseen eine beträchtliche Hebung des Wasserpiegels verursacht.

Die länger andauernde Stagnierung der Gewässer fand aber seinen Hauptgrund darin, daß die teitweise aus Landesmitteln hergestellten Abflußkanäle ganz verschlammmt und mit Schilf verwachsen waren.

Die Befürchtung war nicht unbegründet, daß eine Verumpfung der Seeufergründe und eine weittragende Verschlechterung der sanitären Zustände in der Umgebung des Saisonortes eintreten werde.

Auch die Gemeindevorsteherung sprach sich in dieser Richtung aus.

Dies veranlaßte den Landesauschuß, eine kommissionelle Verhandlung an Ort und Stelle vorzunehmen, um über die bezeichneten Uebelstände, über die geeigneten Mittel zur Abhilfe und Heranziehung der Interessenten Erhebungen zu pflegen.

Bei den kommissionellen Erhebungen ergab sich, daß die angezeigten Angaben auf vollster Wahrheit beruhten und die SeeKanäle sich in einem verwahrlosten Zustande befanden.

Die Kanäle sind folgende:

- a) der Verbindungsgraben zwischen Ober- und Niedertrummersee (Überfuhr);
- b) die sogenannte Mattfeerache;
- c) die sogenannte Seehamerache;
- d) der neuangelegte Kanal nächst der Zellhofbrücke, welche letztere drei die Verbindung des Obertrummersees mit dem Grabensee herstellen;
- e) die Mattig, welche den Abfluß sämtlicher drei Seen bildet.

Da eine Räumung der Kanäle dringend geboten erschien, bewilligte der Landtag mit Beschluß vom 19. Februar 1898 (Landtag 1897 Seite 1219) zu den mit 300 fl. veranschlagten Kosten einen Beitrag von 220 fl.

Da die Bildung einer freiwilligen Genossenschaft zur ständigen Erhaltung der Kanäle nicht zustande kam, und daher jede systematische Arbeit an den Kanälen unterblieb, so daß diese wieder ganz in den Zustand des Verwachsens mit Schilf, der Verschotterung und Verschlammung gerieten, wurde endlich am 3. Dezember 1906 bei einer in Mattsee abgehaltenen Versammlung der Anrainer und sonstigen Interessenten beschlossen, eine achtgliedrige Kommission auf fünf Jahre zu wählen, welche die Vornahme der Räumungsarbeiten unter Beirat eines Technikers des landschaftlichen Bauamtes zu bestimmen und auszuführen, sowie die Kanäle zu beaufsichtigen hat.

Von den zahlreich anwesenden Anrainern erklärten sich die meisten zur Leistung eines jährlichen Beitrages auf fünf Jahre bereit.

Die bedeutende Verwachsung der Kanäle bedingte gleich im ersten Jahre (1907) die Räumung derselben.

Die genannte Kommission hat bereits im Frühjahr des Jahres 1907 an den Landtag eine Petition um Gewährung einer Subvention von 1500 Kronen für die Räumung dieser Abflußkanäle überreicht und erhielt von ihm in der Sitzung am 20. März 1907 den Betrag von 750 Kronen unter der Bedingung bewilligt, daß die Interessenten die zugesicherten Beträge auch wirklich leisten.

Zur Vollenbung der Räumungsarbeiten des Jahres 1907 war noch ein Kostenaufwand von 550 Kronen notwendig, den der Landtag mit Beschluß vom 4. Oktober 1907 als Subvention bewilligte.

Im Jahre 1910 überreichten die Landgemeinde Seckirchen sowie mehrere Interessenten an den Landtag Petitionen um Verbauung, beziehungsweise Regulierung der Mattig von der Gemeindegrenze Elixhausen bis zur Obertrummer Grenze, und des Schernbaches von der Lohmühle bis zum Ausflusse in den Wallersee.

Diesbezüglich beauftragte der Landtag den Landesauschuß mit dem Beschlusse vom 8. November 1910 (Landtag 1910 Seite 1522), durch das Landesbauamt Erhebungen pflegen zu lassen und über die Regulierungen des Mattigbaches sowie über den Schernbach Projekte und Kostenvoranschläge auszuarbeiten.

#### Regulierung des Griesbaches bei Hintersee.

Der Griesbach führt in seinem eine halbe Stunde langen Laufe durch ein Seitental von Hintersee bei gewöhnlichem Wasserstande nur sehr wenig Wasser, bei anhaltendem Regen oder Hochgewittern dagegen große Wasser- und Geschiebemassen mit sich.

Das Bett dieses Baches war von seinem Austritte aus dem Seitentale bis zur Mündung in den Tauglbach in einer ungefähr 180 Klafter langen Strecke auf regulärem Terrain gänzlich verschottert, so daß dessen ehemalige Ufer kaum mehr sichtbar waren.

Die Folge dieses Zustandes war der Austritt des Griesbaches bei jedem höheren Wasserstande des Tauglbaches und hiemit die Überflutung und Beschädigung der anliegenden Gründe und der Gemeindefraße.

Da dieser Uebelstand in der zu großen Breite des Bachbettes und der ungeeigneten Mündung desselben seinen Grund hatte, wurde eine vollständige Regulierung der betreffenden Strecke des Griesbaches durch Aushebung von Rinnetten und Einschränkung der Breite des Bachbettes mittelst Errichtung von Uferverankerungen durch Flechtwerk mit Steinausfüllung beantragt.

Nebstbei erschien die Vornahme einer Versicherung des linken Ufers des Tauglbaches mit einem kräftigen Uferwerke als notwendig.

Endlich wurde auch die Regulierung des Mühlbaches in ähnlicher Weise wie jene des Griesbaches beantragt. Der Mühlbach mündet eine Strecke oberhalb des Griesbaches in den Tauglbach und wies in der Strecke oberhalb seiner Mündung dieselben Uebelstände wie der Griesbach auf.

Die Kosten des ganzen Regulierungsprojektes wurden bei diesem auf 741 fl., beim Mühlbache auf 295 fl., zusammen auf 1036 fl. veranschlagt.

Eine im Juli 1874 eingetretene Überschwemmung richtete einen derartigen Schaden an, daß die zur Behebung desselben notwendigen Kosten auf 3583 fl. veranschlagt wurden.

Die Gemeinde Hintersee richtete an den Landtag mehrere Petitionen um Gewährung von Beiträgen zu den dringenden notwendigen Regulierungsarbeiten.

Der Landtag mußte sich jedoch in diesem Falle auf den Standpunkt stellen, daß es sich hier um ein ausschließlich im Interesse der Gemeinde und der Anrainer gelegenes Unternehmen handelte, welches keineswegs mit den das Interesse ganzer Gauen in Anspruch nehmenden Flußregulierungen der Salzach, Enns und Mur in eine Linie gestellt werden konnte; demnach war von der Gemeinde und den Privatinteressenten nicht nur ein Teilbetrag zu leisten, sondern das Unternehmen selbst auszuführen; vom Lande konnte, wenn die zweckentsprechende Ausführung des Unternehmens sichergestellt war, nur eine allfällige Unterstützung ausgesprochen werden.

Mit Rücksicht auf die eingetretenen Elementarereignisse, insbesondere der Beschädigung der Gemeindefraße und auf die nachgewiesene Hilfsbedürftigkeit der Gemeinde wurde der Gemeinde Hintersee zur Regulierung des Ausflusses des Gries- und Mühlbaches in den Tauglbach und zur Herstellung der zerstörten Gemeindefraße eine Unterstützung von 600 fl. bewilligt.

#### **Trockenlegung des Ibmer- und Waidmooses.**

Das Ibmermoos, das eine Fläche von 1679 Joch umfaßt, liegt in Oberösterreich; daran schließt sich auf oberösterreichischem und salzburgischem Gebiete in einer Ausdehnung von 495 Joch das Waidmoos.

Diese ausgedehnten Flächen trocken zu legen, war in nationalökonomischer Hinsicht von größter Wichtigkeit.

Auch die mit 65.000 fl. veranschlagten Kosten standen zu dem voraussichtlichen Nutzen in einem günstigen Verhältnisse, umsomehr, als der auf das Land Salzburg entfallende Beitrag mit 5830 fl. verhältnismäßig gering war.

Hievon entfielen 2315 fl. auf den Landesfonds, 3515 fl. auf die Interessenten.

Der Landtag genehmigte in der Sitzung am 26. April 1875 (Landtag 1875 Seite 447/8) ein in 20 Jahresraten rückzahlbares Darlehen von 2300 fl. unter der Bedingung, daß das Entwässerungsprojekt dem Landesauschusse zur Überprüfung mitgeteilt, eine Genossenschaft gebildet und die Deckung aller zur Ausführung des Unternehmens erforderlichen Auslagen, sowie die Rückzahlung des zu gewährenden Darlehens durch die Genossenschaft sichergestellt werde.

Die Durchführung des Projektes verzögerte sich, weil die zur Bildung einer Genossenschaft eingeleiteten Schritte ohne Ergebnis verliefen, weshalb eine Zwangs-genossenschaft zustande kam.

Mit dem Beschlusse vom 2. Juli 1880 bewilligte der Landtag statt des Darlehens von 2300 fl. eine Subvention von 1380 fl., von welcher die erste Hälfte noch am 9. September 1880 ausgezahlt wurde.

Die zweite Hälfte kam nicht zur Auszahlung, weil der größte, auf salzburgischem Gebiete liegende Teil des Waidmooses aus dem genossenschaftlichen Unternehmen ausgeschlossen wurde.

Das Waidmoos, welches vorzugsweise zur Dorf-gewinnung benützt wurde, hätte von den zur Entsumpfung des Ibmermooses ausgeführten Arbeiten nur geringen Nutzen gehabt.

Da jedoch die salzburgischen Besitzer der in die Genossenschaft einbezogenen, in den Gemeinden Schwerting und Holzhausen gelegenen Kulturgründe in der Genossenschaft verbleiben mußten, genehmigte der Landtag mit Beschluß vom 15. Dezember 1885 (Landtag 1885 Seite 1257) die Auszahlung der zweiten Rate der im Jahre 1880 bewilligten Subvention per 1380 fl.

Im Jahre 1885 wurden die Entsumpfungsarbeiten vollendet.

#### **Regulierung der Dichten.**

Das Dichtental ist ein schönes, ausgedehntes, an den beiderseitigen Berggehängen fruchtbares Tal von über drei Stunden Länge.

Daselbe ist jedoch in dem schönsten Teile, nämlich in der Talebene, fast in der ganzen Länge versumpft.

Diese Talversumpfung beginnt unterhalb Rußdorf bei Eberharting und erstreckt sich über Michaelbeuern hinaus bis Thalhausen.

Die versumpfte Talfläche umfaßt ein Areal im Flächenmaße von zirka 1550 Joch.

Diese sind aber, zumal bei Michaelbeuern, derart versumpft, daß die Talniederung nur beim kleinsten Wasserstande der Dichten, beziehungsweise nur bei anhaltend trockener Witterung, begangen werden kann.

Da die Dichten nur sehr niedere Ufer besitzt, die bei einem etwas größeren bis  $\frac{3}{10}$  Meter über den Niederwasserpiegel reichenden Wasserstände überronnen werden, so daß obige Grundfläche in einen förmlichen See verwandelt wird, so kann leicht ermessen werden, daß der Nutzen dieser im Flächenmaße so bedeutenden Grundfläche sehr gering ist.

Diesem Uebelstande kann aber nur durch die Entsumpfung des Tales, beziehungsweise durch Regulierung der Dichten begegnet werden.

Die Dichten ist ein Fluß mit stark gekrümmtem Laufe und mit äußerst geringem Gefälle. Die Flußbettsohle ist in beträchtlicher Tiefe in das Terrain eingeschnitten.

Die Krümmungen dieses Flusses beginnen, insofern dieselben auf die angrenzenden Kulturgründe nachteilig wirken, zunächst Ruzsdorf bei der Mahl- und Sägemühle und erstrecken sich über die Auer- und Maiermühle bis über das Gebiet von Michaelbeuern.

In dieser Strecke besitzt die Dichten hinsichtlich des Wasserabflusses fast gar kein, beziehungsweise nur ein sehr geringes Gefälle und bildet demgemäß sichtlich nur einen stehenden Wasserspiegel.

Dieser scheinbar stehende Wasserspiegel wird von der Auermühle bis zur Maiermühle und von da weiters über Michaelbeuern hinaus bis Thalhausen wahrgenommen.

Im Jahre 1881 suchte die Gemeinde Ruzsdorf um Regulierung der Dichten auf Landeskosten an.

Der Landtag ging zwar hierauf nicht ein, beauftragte jedoch mit Beschluß vom 21. Oktober 1881 (Landtag 1881 Seite 1365) den Landesauschuß, Vorerhebungen über Anlage, Kosten und voraussichtliche kulturelle Ergebnisse einer Regulierung der Dichten zu pflegen und eventuell die nötigen Schritte zur Bildung einer Wassergenossenschaft einzuleiten.

Die Erhebungen ergaben, daß eine Fläche von 1500 Joch entsumpft und für die Kultur gewonnen werden könnte, daß aber hiezu die Auflaffung der Stauwerke der Auer- und Maiermühle notwendig gewesen wäre.

Die Einlösung dieser Mühlen kam jedoch nicht zustande, da die Besitzer zu hohe Forderungen stellten.

Weil ferner die Mehrzahl der beteiligten Grundbesitzer kein besonderes Interesse an der Dichten-Regulierung zeigte, wurden keine weiteren Schritte zur Bildung einer Genossenschaft unternommen.

Es konnten vorläufig im Jahre 1883 nur solche Anordnungen getroffen werden, daß eine Überstauung der zulässigen Wasserstandshöhe bei den genannten Mühlen in Zukunft nicht mehr eintreten und einer fortschreitenden Versumpfung Einhalt getan werden konnte.

#### Regulierung des Größenbaches und Entwässerung des Pizlmooses bei Mauterndorf.

Das Pizlmoos liegt zu beiden Seiten des Größenbaches in unmittelbarer Nähe des Marktes Mauterndorf.

Die Versumpfung dieser zirka 60 Hektar großen Fläche wird durch stete Überflutungen des Größenbaches einerseits

und durch einsickernde Bergwässer andererseits hervorgerufen und entgeht durch die Versumpfung nicht nur der Landwirtschaft eine ausgedehnte Fläche, sondern werden durch dieselbe auch sanitäre Uebelstände hervorgerufen.

Die Sanierung hätte in einer Regulierung und Tieferlegung des Baches zu bestehen, welcher dann als Vorflut für die Drainage der Gründe zu dienen hätte.

Über ein Ansuchen der Marktgemeinde Mauterndorf wurde im Jahre 1909 durch das Landesbauamt, beziehungsweise Landes-Meliorations-Bureau für die Entwässerung des zirka 60 Hektar großen Pizlmooses ein Projekt verfaßt, demzufolge für dieses Unternehmen ein Kostenaufwand von 35.200 Kronen erforderlich ist, von welchem auf die Regulierung des Größenbaches, das ist auf die Vorflutbeschaffung 27.300 Kronen, auf die Drainage aber 7900 Kronen entfallen.

Im Sinne des Landtagsbeschlusses vom 15. Oktober 1908 betreffs Einführung und Regelung des Meliorationswesens im Kronlande wurde für das Unternehmen seitens des Landesfonds ein 25prozentiger Beitrag zugesichert und würde ein ebenso hoher Beitrag aus dem staatlichen Meliorationsfonds gewährt werden.

Die Marktgemeinde Mauterndorf richtete nun an den Landtag die Bitte, für das Unternehmen mit Rücksicht auf die geringe finanzielle Leistungsfähigkeit der Interessenten einen Landesbeitrag von 40 Prozent zu bewilligen.

Der Landtag erklärte sich mit Beschluß vom 18. Oktober 1909 (Landtag 1909 Seite 1655) bereit, das Unternehmen der Entwässerung des Pizlmooses in Mauterndorf als genossenschaftliches Unternehmen landesgesetzlich zu regeln und zu demselben aus dem Landesfonds Beiträge von 40 Prozent für die mit 27.300 Kronen veranschlagten Vorflutbeschaffungs-Arbeiten und von 30 Prozent für die mit 7900 Kronen veranschlagten Entwässerungs-Arbeiten dann zu gewähren, wenn gleich hohe Beträge aus dem staatlichen Meliorationsfonds gewährt werden und das restliche Erfordernis von der Genossenschaft übernommen wird.

Ferner wurde der Landesauschuß beauftragt, die Genossenschaftsbildung zu veranlassen und die Beiträge sicher zu stellen.

Der Landesauschuß wurde auch ermächtigt, die Arbeiten noch im Laufe des Jahres 1910 zu beginnen, wenn die Beiträge gesichert sind und die Genossenschaft gebildet, sowie über den Gesegentwurf eine Einigung mit dem k. k. Ackerbau-Ministerium erzielt ist.

Die Landesfonds-Subventions-Bewilligung gilt nur für den Fall der Ausführung beider Teile des Unternehmens und erlischt, sobald nur ein Teil des Unternehmens, etwa die Vorflutbeschaffung allein ausgeführt würde.

#### Allgemeines.

Der aus dem Landesfonds seit dem Jahre 1868 bis Ende 1910 geleistete Gesamtaufwand für Flußregulierungen, Entsumpfungen und Wildbachverbauungen beträgt 2,478.738 Kronen.



# Die Reoligotrophierung der Salzburger Vorlandseen Mattsee, Obertrumer See, Grabensee und Wallersee

Peter SCHABER

Mit 21 Tabellen und 62 Abbildungen im Text

## **Kurzfassung**

Die rasante Eutrophierung der Salzburger Vorlandseen in den 1960er- und 1970er-Jahren wurde durch den übermäßigen Nährstoffeintrag aus häuslichen und betrieblichen Abwässern verursacht. Trotz der kanaltechnischen Abwasserentsorgung der Einzugsgebiete war der Zustrom immer noch zu hoch, sodass allein dadurch das damals erwünschte Ziel der Oligotrophie nicht erreicht wurde. Als zusätzliche weiterführende Maßnahme wurden daher vom Land Salzburg Verordnungen zur Beschränkung der Ausbringung von Düngestoffen in den Einzugsgebieten erlassen.

Die Phosphorfrachten verringerten sich im System der drei Trumer Seen bis zum Beginn der 2000er-Jahre um 45% von 4,8 Tonnen auf 2,6 Tonnen jährlich. Entsprechend den zufließenden Wassermengen in den Seen liegt die Reduktion zwischen 32% im Mattsee und 86% im Grabensee. Rund 20 bis 90 Prozent des eingetragenen Gesamtphosphors werden in den Seen durch Fällungsreaktionen zurückgehalten.

Die Jahresmittelwerte des Gesamtphosphors lagen während des belastetsten Zustands in den drei Seen im eu- und polytrophem Bereich. Sie reduzierten sich im Mattsee auf gegenwärtig weniger als 0,010 mg/l in den oligotrophen, im Obertrumer See auf Konzentrationen um etwa 0,014 mg/l in den mesotrophen und im Grabensee mit Werten um 0,020 mg/l in den leicht eutrophen Bereich. Damit befinden sich die Seen weitgehend am anzustrebenden Referenzbereich. Relativ bedeutet dies einen Rückgang der mittleren Phosphorkonzentrationen zwischen 70% im Mattsee und rund 90% im Obertrumer See und Grabensee.

Im Wallersee reduzierte sich die Jahresfracht von 9,2 Tonnen um 65% auf 3,2 Tonnen Gesamtphosphor. Damit ging das Jahresmittel von maximal 0,060 mg/l auf um mehr als 70% auf rund 0,015 mg/l zurück. Ob die wieder höheren Phosphorfrachten in der neuerlichen Zuflussuntersuchung 2012/13 eine tendenzielle Zunahme nachweisen oder ob es sich dabei um eine natürliche Variabilität handelt, wird die Zukunft zeigen.

Durch den Rückgang des Nährstoffeintrags stellen sich im Ökosystem des Freiwassers veränderte Gleichgewichte ein. Die Parameter des Kalk-Kohlensäure-Systems weisen durch den Minderverbrauch durch die Fotosynthese einen stetigen Anstieg auf. Durch den Abbau der geringeren Menge des Phytoplanktons verbessert sich die Sauerstoffsituation im Tiefenwasser der Seen nachhaltig, womit der Fischfauna wieder ein größerer ständig verfügbarer Lebensbereich zur Verfügung steht.

Die Rückführung der Seen in den „guten Zustand“ entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie ist ein eindeutiger Nachweis für die Richtigkeit und den Erfolg der Sanierungsbemühungen der empfindlichen Seenökosysteme, die in diesem Zustand zu erhalten sind.

## INHALT

1. EINLEITUNG.....	22
2. METHODISCHES.....	23
3. TROPHIEVERLAUF.....	24
3.1 Nährstoffe.....	24
3.1.1 Phosphor.....	24
3.1.1.1 Trumer Seen	
3.1.1.2 Wallersee	
3.1.2 Phosphorbilanz der Vorlandseen.....	25
3.1.2.1 Trumer Seen	
3.1.2.2 Wallersee	
3.1.3 Stickstoff.....	41
3.1.3.1 Trumer Seen	
3.1.3.2 Wallersee	
3.1.4 Stickstoffbilanz der Vorlandseen.....	47
3.1.4.1 Trumer Seen	
3.1.4.2 Wallersee	
3.2 Sichttiefe und Sauerstoff.....	52
3.2.1 Sichttiefe	
3.2.2 Sauerstoff	
3.3 Weitere gelöste Stoffe, pH, elektrische Leitfähigkeit.....	60
3.3.1 Alkalinität, Kalzium, Magnesium	
3.3.2 pH-Wert	
3.3.3 Chlorid, Natrium	
3.3.4 Sulfat	
3.3.5 Elektrische Leitfähigkeit	
4. ZUSAMMENFASSUNG.....	68
5. LITERATUR.....	69

## 1. Einleitung

Stehende Gewässer sind aus geologischer Sicht nur kurzlebige, wenn auch auffällige Erscheinungsformen in der Natur. Durch Eintrag von Sedimenten und das Absetzen im Gewässer selbst gebildeter sedimentierbarer Materialien verringert sich das Volumen der Seen bis zur vollständigen Verlandung, was mit einem zunehmenden Anstieg des Trophiegrades einhergeht. Dieser Mechanismus erfolgt auch dann, wenn die von außen eingetragenen Nährstoffmengen gleich bleiben. In der geologischen Geschichte eines Gewässers ist dies ein natürlicher, langsam fortschreitender Prozess. Vereinfacht ausgedrückt bedeutet das einen umso höheren Trophiegrad, je geringer die Tiefe ist. Um das Trophieniveau konstant zu halten, müssen die eingebrachten bzw. im See produzierten organischen Substanzen primär unter Verwendung des Sauerstoffvorrates wieder abgebaut werden.

Durch die Bajuwarische Landnahme vor 1200 Jahren erfolgte ein erster nachweisbarer Nährstoffeintrag in die Vorlandseen. Bohrkern- und Paläopigmentanalysen (GERMATSIDIS et al., 1986; RÖHRS & SCHNEIDER

1985a, 1985b; SCHULTZE 1985, 1986) lassen darauf schließen, dass die Seen durch die Rodungstätigkeit und Trockenlegung von Mooren im Einzugsgebiet in einen mesotrophen Zustand übergingen, der wegen der Pufferung durch das Sediment nicht von längerer Dauer war (RÖHRS et al., 1986).

Die zunehmende Besiedlungsdichte im 17. Jahrhundert und die damit einhergehende infrastrukturelle Veränderung des Gewerbes (SALZBURG WIKI 2013, WIKIPEDIA 2013) führten zu einem zweiten nachhaltigeren Eutrophierungsschub in den Trumer Seen (RÖHRS 1986, RÖHRS et al., 1986). Für den Wallersee erfolgte dieser zweite Schub durch die Seespiegelabsenkung und Moortrockenlegung in den 1870er-Jahren und vor allem durch die Eintiefung der Fischach im Jahr 1883 (ZAISBERGER 1983, JÄGER 1986c, WUNSAM 1996).

Von den 1950er- bis zu den 1970er-Jahren machte sich die ungebremste Zufuhr von Nährstoffen aus ungeklärten und ungenügend gereinigten häuslichen und gewerblichen Abwässern (MOOG 1986) sowie dem diffusen Eintrag aus den landwirtschaftlich ge-

nutzten Flächen (PEER 1986) in einer rasanten Eutrophierung der Salzburger Vorlandseen bemerkbar. Hohe Nährstoffkonzentrationen führten zu den bekannten Eutrophierungserscheinungen mit qualitativer und quantitativer Änderung der Algengemeinschaften, massiven Massenentwicklungen verschiedener Algen (FINDENEGG 1967a, 1967b, 1971, 1972, 1973) und den daraus resultierenden Veränderungen im Kreislauf Chemie und Biologie des Seenökosystems (SCHULTZ 1971, JAGSCH 1975, DANECKER 1980, MOOG & JAGSCH 1980, MÜLLER et al. 1980, JAGSCH & HAIDER 1982a, 1982b).

In den 1970er-Jahren wurde begonnen, den Eintrag aus punktuellen Nährstoffquellen von Siedlungen und gewerblichen Anlagen durch kanaltechnische Entsorgung und die Errichtung von regionalen Kläranlagen von den Seen fernzuhalten (CZERNIN-CHUDENITZ & HAIDER 1989a, 1989b). Eine Verbesserung des limnologischen Zustandes trat jedoch nicht im erwarteten Ausmaß ein, da ein wesentlicher Anteil der Abwasseremissionen immer noch unzureichend gereinigt oder ungereinigt in die Seen gelangte (SCHINDLBAUER 1986, JÄGER 1986).

Zur Erforschung dieser Ursachen wurde zu Beginn der 1980er-Jahre durch das Land Salzburg das interdisziplinäre „Projekt Vorlandseen“ gestartet. Dabei wurden die Seen auf Basis der damaligen Ergebnisse internationaler Forschung der Seeneutrophierung (z. B. DILLON & RIGLER 1974, LARSEN & MERCIER 1976, VOLLENWEIDER 1976, VOLLENWEIDER & KERÉKES 1980, PREPAS & RIGLER 1981) und Maßnahmen zu deren Bekämpfung untersucht. Ein Kernpunkt dabei war, den Eintrag

der Nährstoffe aus den verschiedenen Quellen zu quantifizieren und auf den Zustand der Seen umzulegen.

Aus den Nährstoffbilanzen (JÄGER 1986b) konnten die Anteile der Nährstoffe aus punktuellen und diffusen Quellen quantifiziert werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen (LAND SALZBURG 1980, 1986) führten zu weiteren Sanierungsschritten, wie das umfangreiche „15-Punkte-Programm“ für den Wallersee, in dem der Vorschlag zu einer Düngebeschränkung und dessen Umsetzung im Einzugsgebiet des Wallersees mit Eingriffen in die Wirtschaftsform der Landwirte eine brisante Forderung darstellte. Diese Verordnung nahm die Regeln der Nitratrichtlinie 91/676/EWG von 1991 und die daraus resultierende „Aktionsprogramme Nitrat 2008“ und der Folgeprogramme des BMFLUW in den wesentlichen Punkten praktisch vorweg. Düngebeschränkungen betrafen letztlich auch die Einzugsgebiete der Trumer Seen und des Fuschlsees, der als präsumtive Trinkwasserquelle für die Stadt Salzburg geplant war. Durch diese zusätzlichen Maßnahmen konnten sich die Seen in relativ kurzer Zeit durch die weitere Verminderung der Nährstoffzufuhr erholen und ihren Referenzzustand bzw. das Sanierungsziel des „guten“ bis „sehr guten“ Gewässerzustandes erreichen, das mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie der EU (WWRL) verbindlich wurde. Diese internationale Regelung wurde über die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006) und die Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG (BGBl. II Nr. 99/2010) in nationales Recht übergeführt.

## 2. Methodisches

Unter den Referenzbedingungen oder dem Referenzzustand werden die, für jeden Gewässertyp spezifischen, hydromorphologischen, physikalisch-chemischen und biologischen Bedingungen verstanden, die bei ‚Abwesenheit störender Einflüsse‘ im Gewässer vorherrschen. Der Referenzzustand ist der Maßstab für die spätere Bewertung des Wasserkörpers. Je stärker der Ist-Zustand vom Referenzzustand abweicht, desto schlechter wird das Gewässer eingestuft.

Die Auswirkung der Sanierungsmaßnahmen wurde durch das Monitoring des Gewässerschutzes seit den 1980er-Jahren ständig kontrolliert. Dazu wurden die Seen jährlich an mindestens vier Terminen zu charakteristischen Zuständen - Frühjahrdurchmischung, zu Beginn der Sommerstagnation, zum für den See schlechtesten Zeitpunkt am Ende der Sommersaison vor der herbstlichen Volldurchmischung und zur frühwinterlichen Durchmischung - limnologisch untersucht. Aus pragmatischen Gründen bzw. um „alte“ mit „neuen“ Daten vergleichen zu können, wurden die Seen in

die Wasserschicht bis 12 m (der seichte Grabensee bis 6 m) und die Schicht bis zum Grund unterteilt. Während der sommerlichen Temperaturschichtung umfasst die Oberflächenschicht das Epi- und Metalimnion, in der, als euphotischer Zone zusammengefasst, die Fotosynthese stattfindet. Als Untergrenze der euphotischen Zone wird die 2,5fache Sichttiefe ( $z_s$ ) angenommen. Mit diesem Ansatz kann die Ausdehnung der euphotischen Schicht im Obertrumer See zu 90%, im Wallersee zu 89% und im Mattsee zu 68% verifiziert werden. Im Grabensee beträgt der Wert 43%. Bei Anwendung der Formel  $z_e = 5 \cdot \sqrt{z_s}$  (TILZER 1988) zur Bestimmung der Tiefenausdehnung der euphotischen Zone ( $z_e$ ) können für den Obertrumer See 97%, den Wallersee 96% und den Mattsee 82% verifiziert werden, für den Grabensee lediglich 8%. Im Hypolimnion, der darunter liegenden bis Grund reichenden Wasserschicht, finden vorwiegend Abbauprozesse statt. Die Daten der Tagesmittelwerte für beide Schichten und den Gesamtsee wurden als volumsgewichtete Mittelwerte berechnet.

Die Jahresdurchschnittswerte sind die arithmetischen Tagesmittel.

Zusätzlich zu den Standarduntersuchungen wurden über Messungen der Nährstofffrachten in den Zuflüssen zum Wallersee in den Jahren 1998/1999 und zu den Trumer Seen in den Jahren 2000/2001 der Nachweis erbracht, dass die erwarteten Reaktionen der Seen auf die Verminderung der eingetragenen Nährstoffe entsprechend der Prognose aus dem „Projekt Vorlandseen“ (JÄGER 1986b) eingetreten sind. Eine weitere Untersuchung über den Nährstoffeintrag in den Wallersee wurde nochmals in den Jahren 2012/13 unternommen (LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ 2015):

Limnologische Daten der Seen vor und während der rasanten Eutrophierung bis zum Jahr 1980 wurden

freundlicher Weise vom Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde des Bundesamts für Wasserwirtschaft in Scharfling (BAW – IGF) zur Verfügung gestellt. Dementsprechend sind die vorhandenen Datenreihen, mit Unterbrechungen, verschieden lang. Für den Mattsee existieren Daten seit 1970, für das Niedertrumer Becken seit 1981, den Grabensee seit 1968 und den Wallersee seit 1957. Die am weitesten zurückliegende Untersuchung aus dem August 1940 liegt aus dem Obertrumer See vor. Regelmäßigere Untersuchungen wurden ab 1961 unternommen.

Daten für das Phytoplankton aus der Zeit zwischen 1961 und 1972 für den Wallersee und Obertrumer See wurden aus den Veröffentlichungen von FINDENEKG (1971, 1973) entnommen.

### 3. Trophieverlauf

Die Trumer Seen - Obertrumer See, Mattsee und Grabensee - sind die Reste des ursprünglichen Ur-mattsees, dessen Wasserspiegel mit 535m ü. A. gegenüber heute um etwa 25 Meter höher lag. Obwohl sie ein zusammenhängendes System bilden, ist ihre limnologische Charakteristik deutlich voneinander unterschieden. Der Mattsee hat ohne Seefläche mit 7,6 km<sup>2</sup> das kleinste Einzugsgebiet. Er entwässert im Normalfall in den Obertrumer See. Bei Hochwasser im Obertrumer See kann Wasser fallweise auch über den Seekanal bei der Johannisbrücke in den Mattsee zurückfließen. Der geringe Zufluss aus dem kleinen Einzugsgebiet bedingt eine theoretische mittlere Wasseraufenthaltsdauer von 4,7 Jahren bzw. eine Austauschrate von etwa einem Fünftel des Volumens pro Jahr.

Der Obertrumer See als größter der drei Seen wird von der Mattig durchflossen, die bis zur Mündung in den See 15,3 km<sup>2</sup> entwässert, was rund einem Viertel des Einzugsgebiets des Sees entspricht. Über die Aag

entwässert der Obertrumer See in den Grabensee, den kleinsten der drei Seen.

Der Wallersee liegt in einem von Endmoränen des Würmgletschers umgrenzten Zweigbecken des Salzachgletschers. Im Spätglazial vor 18.000 Jahren floss der See bei einer Spiegellage von 550 m ü. A. über die Straßwalchen-Mattighofener Furche nach Norden ab. Durch etappenweises Absinken auf 520 m floss das Wasser schließlich durch das Einschneiden der Fischach bis auf den Flyschsockel südwärts in das Salzburger Becken. Die heutige Spiegellage von 506 m ist das Ergebnis künstlicher Absenkungen. Das Einzugsgebiet von rund 110 km<sup>2</sup> wird zum Großteil über fünf bedeutender Zuflüsse entwässert (s. Tab. 3.8). Durch sein relativ zur Oberfläche geringen Volumens, was sich auch durch die geringe relative Tiefe von 0,85% ausdrückt, ist der theoretische Wasseraustausch von 1,4-mal pro Jahr relativ hoch.

Die rezenten charakteristischen Kenngrößen der Seen sind in Tabelle 3.1 zusammengefasst.

Tab. 3.1: Morphometrische, hydro- und geografische Daten der Vorlandseen (JÄGER et al., 2010, 2011; DUMFARTH et al., 2013)

Parameter	Mattsee	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Höhenangabe (m ü. A.)	502,8	502,8	502,8	505,8
Einzugsgebiet inkl. See (km <sup>2</sup> )	15,0	62,2	68,5	109,5
Seefläche (km <sup>2</sup> )	3,579	4,737	1,301	5,9
Volumen (Mio. m <sup>3</sup> )	61,4	83,8	12,13	76,1
Tiefe (m)	42,3	36,3	14,1	23,3
Mittlere Tiefe (m)	17,2	17,4	9,3	12,98
Relative Tiefe (%)	1,96	1,47	1,10	0,85
Mittlerer Zufluss (m <sup>3</sup> /s)	0,298	1,55	1,78	2,30
Mittlerer Abfluss (m <sup>3</sup> /s)	0,415	1,58	1,76	3,07
Mittlere Wasseraufenthaltsdauer (Jahre)	4,7	1,7	0,23	0,72*
Mittlere Austauschrate pro Jahr	0,21	0,59	4,4	1,4*

\* Mittelwert aus 1981/82, 1998/99 und 2012/13

### 3.1 Nährstoffe

Der Phosphor ist in Seen in den meisten Fällen jener Minimumstoff, der die Intensität der Primärproduktion steuert, was sich letztlich als Trophiegrad ausdrückt. Die Konzentration des Gesamtphosphors gibt die Trophie des Gewässers indirekt an, da die Messung der Primärproduktion für ein Monitoring zu aufwändig wäre. Unter Anwendung der in früheren Jahren und auch heute noch verwendeten starren Systematik der Einteilung in Trophiestufen spricht man bei Konzentrationen des Gesamtphosphors bis 0,01 mg/l von nährstoffarmen (oligotrophen), bis 0,02 mg/l von mäßig nährstoffreichen (mesotrophen), bis 0,03 mg/l von schwach eutrophen, bis 0,05 mg/l von stark eutrophen und darüber von hypertrophen Zuständen (ÖNORM M 6231, 2001). Es wurde auch davon ausgegangen, dass in den Seen ein möglichst niedriger Phosphorgehalt beziehungsweise ein der Oligotrophie möglichst nahe kommender Zustand mit Gesamtphosphorkonzentrationen bis 0,010 mg/l anzustreben wäre.

Als Folge der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL) (RICHTLINIE 2000/60/EG) sind die Seen als Gesamtokosystem und nicht nur deren Trophiezustand zu betrachten. Demnach ist der für den jeweiligen See entsprechende Referenzzustand anzustreben, der sich jedoch nicht mit der ehemals anzustrebenden Oligotrophie decken muss. Die Referenzbedingungen oder der Referenzzustand sind die für jeden Gewässertyp

spezifischen, hydromorphologischen, physikalischen, chemischen (s. Tab. 3.2) und biologischen Bedingungen, die bei ‚Abwesenheit störender Einflüsse‘ im Gewässer vorherrschen. Der aktuelle ökologische Zustand wird als Abweichung der Qualitätselemente ‚Physikalisch-chemische Parameter‘, ‚Phytoplankton‘, ‚Makrophyten‘ und ‚Fische‘ von den Referenzbedingungen definiert. Diese sind dabei den naturräumlichen Gegebenheiten entsprechend typspezifisch festzulegen. Die Bewertung des Gewässerzustandes wird entsprechend der aktuellen Abweichung vom Referenzzustand vorgenommen. Der vorliegende Artikel beschränkt sich im Wesentlichen auf das chemisch-physikalische Qualitätselement. Nach der österreichischen Seentypologie (AT-Seentypen) gehören die Salzburger Seen, die größer als 0,5 km<sup>2</sup> sind, zu vier Seentypen. Der Obertrumer See, Mattsee, Grabensee und Wallersee sind ‚Große Seen des Bayerisch-Österreichischen Alpenvorlandes‘ (B2), der Fuschl- und der Wolfgangsee ‚Große, tiefe Seen der Nördlichen Kalkalpen 400-600 m ü. A.‘ (D1). Der Hintersee bei Faistenau ist in der Kategorie der ‚Großen flachen bis mäßig tiefen Seen der Kalkalpen 600-800 m ü. A. mit der mittleren Tiefe von <15m‘ (D2b) vertreten und der Zeller See ein ‚Großer See der Zentralalpen 600-800 m ü. A.‘ (D3). Nach der europäischen Typen-Unterteilung (IC-Seentypen) sind die vier Vorlandseen L-AL4 und die restlichen L-AL3 Typen.

Tab. 3.2: Referenzwerte und Klassengrenzen für den Gesamtphosphor als volumsgewichtetes Jahresmittel (WOLFRAM & DONAUBAUM, 2009).

SEE	Gesamtphosphor (mg/l)		
	Referenzwert	Grenze „Sehr gut/Gut“	Grenze „Gut/Mäßig“
Mattsee	0,008	0,012	0,019
Obertrumer See	0,009	0,014	0,021
Grabensee	0,010	0,016	0,024
Wallersee	0,009	0,014	0,021

**Stickstoff** ist für das Pflanzenwachstum ein essenzieller Nährstoff, der fallweise limitierend sein kann. In den meisten Gewässern dominiert die gelöste anorganische Fraktion, dabei wieder der Nitratstickstoff. In bestimmten Fällen kann jedoch auch der Ammonium-Stickstoff überwiegen. Da eindeutige Reaktionen biologischer Komponenten auf anthropogenen

Stickstoffeintrag nicht derart eindeutig erkennbar sind wie auf den Phosphor, wurden keine Referenzwerte und Klassengrenzen für die Bewertung des Zustandes der Seen vorgeschlagen. In diesem Zusammenhang kann das Verhältnis Stickstoff zu Phosphor aussagekräftiger sein, das einen Hinweis auf zunehmende Eutrophierung (FORSBERG et al., 1978) geben kann.

#### 3.1.1 Phosphor

In Tab. 3.3 sind überblicksmäßig die Maxima, Minima sowie die Mittelwerte der Phosphorfractionen aus

dem Gesamtumfang aller Einzeldaten in den einzelnen Vorlandseen gelistet.

### 3.1.1.1 Trumer Seen

In den 1960er-Jahren war der **Mattsee** noch weitgehend oligotroph (CZERNIN-CHUDENITZ, 1980). Regelmäßige Angaben über den Phosphorgehalt liegen seit 1970 vor, wobei die Daten bis 1980 dankenswerter Weise vom BAW Scharfling zur Verfügung gestellt wurden. Während der maximalen Eutrophierung der Vorlandseen in den 1960er- und 1970er-Jahren konzentrierte sich das Interesse vor allem auf die Entwicklung des Phytoplanktons (FINDENEGG 1967a, 1967b, 1971, 1972, 1973), weshalb nur der Orthophosphatgehalt (PO<sub>4</sub>-P) bestimmt wurde.

Die Jahresmittelwerte lagen bis 1980 teils erheblich

über der Grenze von 0,0190 mg/l, was einem mäßigen Gewässerzustand entsprach. Das höchste gemessene Jahresmittel erreichte 1979 0,0284 mg/l. Der See war damit deutlich eutroph. Eine spekulative Hochrechnung aus den damals gemessenen Orthophosphatkonzentrationen lässt auf Gesamtphosphorgehalte von etwa 0,100 bis 0,250 mg/l schließen. Zwischen 1980 und 1991 wurden bereits wieder Werte um 0,015 mg/l erreicht, die im Bereich „gut“ lagen. Seit 1992 ist der chemisch-physikalische Zustand des Mattsees „sehr gut“, ab 2007 bewegen sich die mittleren Jahreskonzentrationen um den Referenzwert von 0,0080 mg/l (Abb. 3.2).

Tab. 3.3: Wertebereich der Phosphorfraktionen in den Vorlandseen

Gesamtphosphor im Rohwasser (P<sub>ges</sub>, mg/l)

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	0,1400	0,1700	0,7550	1,1040	0,6860
Mittelwert	0,0128	0,0189	0,0477	0,0606	0,0257
Minimum	0,0031	0,0049	0,0043	0,0075	0,0033
Median	0,0110	0,0129	0,0198	0,0240	0,0180

Gelöster Gesamtphosphor (P<sub>gel</sub>, mg/l)

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	0,0215	0,0769	0,5840	0,6680	0,3021
Mittelwert	0,0053	0,0068	0,0273	0,0357	0,0112
Minimum	0,0010	0,0004	0,0001	0,0017	0,0010
Median	0,0045	0,0052	0,0078	0,0087	0,0079

Anteil der gelösten Fraktion am Gesamtphosphor im Rohwasser (%)

	Matt- see	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Waller- see
Maximum	90	78	85	91	89
Mittelwert	44	41	48	47	46
Minimum	6	17	22	20	9
Median	43	41	47	47	46

Orthophosphat-Phosphor (oPO<sub>4</sub>-P; mg/l)

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	0,0320	0,0110	0,8000	0,5570	0,0450
Mittelwert	0,0031	0,0017	0,0448	0,0225	0,0045
Minimum	0,0005	0,0005	0,0000	0,0005	0,0003
Median	0,0016	0,0018	0,0085	0,0018	0,0022

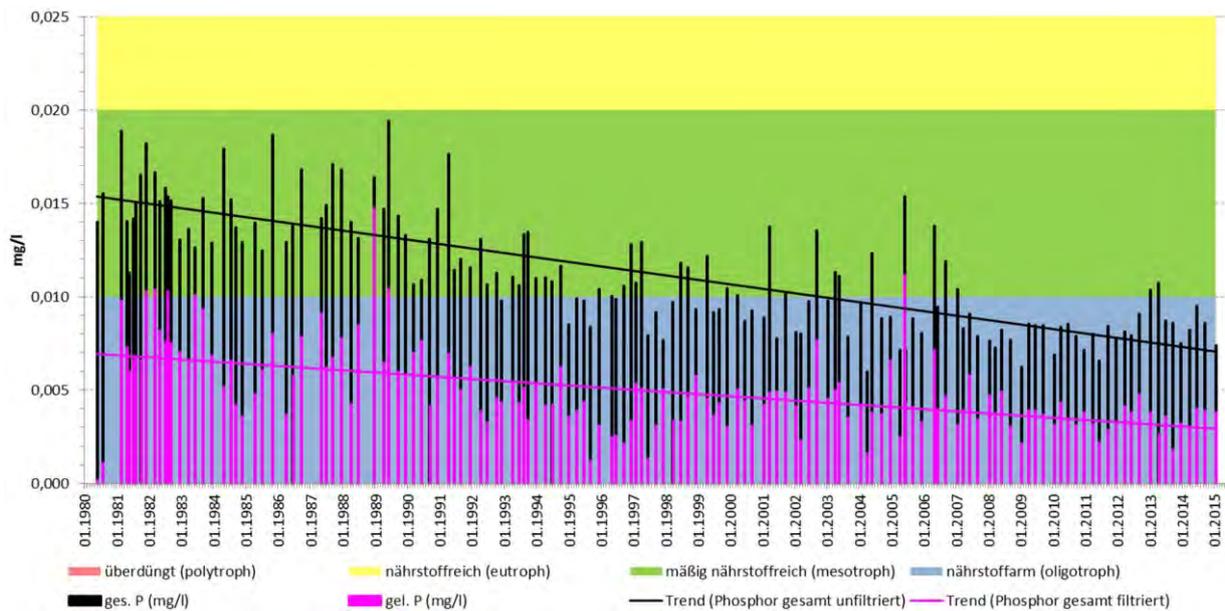


Abb. 3.1: Volumsgewichtete Tagesmittelwerte des Gesamtphosphors und des gelösten Gesamtphosphors (mg/l) im Mattsee. Trophiegrenzen nach ÖNORM M 6231 (Grafik: I. SCHILLINGER; Land Salzburg - Gewässerschutz)

Die Tagesmittelwerte lagen von 1980 bis 1994 ständig mesotrophen Bereich. Anschließend bis 2006 wies der Phosphor eine starke Variabilität zwischen oligo- und mesotroph auf. Ab 2007 war der See bis auf wenige Termine oligotroph (Abb. 3.1).

Der dem Phytoplankton leichter zugängliche gelöste Anteil des Gesamtphosphors variiert zwischen 6 (?) und 90%, im Durchschnitt sind es 44% (Tab. 3.3, Abb. 3.1).

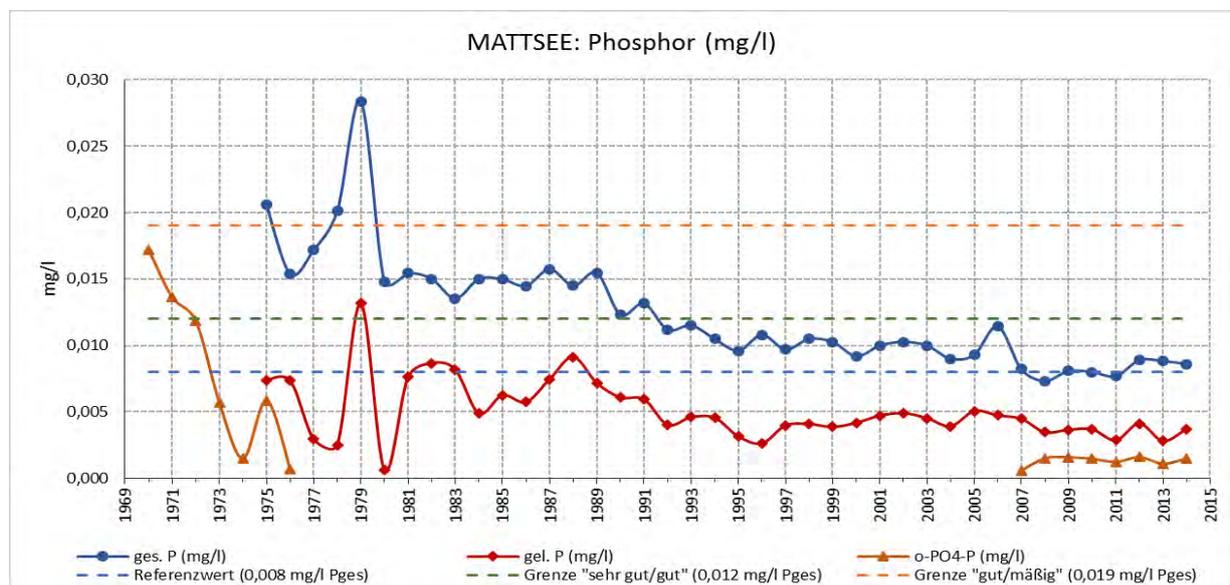


Abb. 3.2: Jahresmittelwerte der Phosphorfraktionen (mg/l) und Klassengrenzen im Mattsee

Für den **Obertrumer See** sind die Ergebnisse regelmäßiger Phosphor-Untersuchungen - neben einem einzelnen Datum aus 1940 - seit den frühen 1960er-Jahren verfügbar. In den Abbildungen 3.4 und 3.3 kann der Verlauf der Eutrophierung und die Oligotrophierung nahezu lehrbuchhaft nachverfolgt werden.

Im Jahr 1940 war der See oligotroph. Die Untersuchung im August, einem Termin nach langer thermi-

scher Stratifikation des Sees, weist einen volumsgewichteten Mittelwert des Gesamtphosphors von 0,0081 mg/l nach, was dem dem See entsprechenden Referenzwert entspricht. Mit der Zunahme des Phosphorgehaltes ab 1962 kam es regelmäßig zu Massentwicklungen von Schwebalgen. Für Hypertrophie typische Cyanobakterien bildeten intensive Algenblüten. So verursachte die Massentwicklung von *Anabaena spiroides* 1964 in der Bucht von Staffl eine tin-

tengrüne Wasserfärbung. In den Folgejahren dominierte *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens*, die zum Beispiel 1967 den gesamten Obertrumer See braunrot färbte (CZERNIN-CHUDENITZ, 1972, 1980).

Die stetige rasche Zunahme des Phosphors ist ab 1963 offensichtlich. Nach einer zu Vergleichszwecken überschlägigen Abschätzung von PO<sub>4</sub>-P auf den Gesamtphosphor steigt dieser von etwa 0,025 mg/l auf 0,060 mg/l im Jahr 1966 an. Der See war damit mesotroph mit weiterer Tendenz zur Eutrophie. 1968 und 1969 wurden sehr hohe Werte registriert, deren der Größenordnung aber nicht plausibel nachvollziehbar ist. Aus der PO<sub>4</sub>-P Konzentration von 0,0729 mg/l kann auf den Gesamtphosphorwert von etwa 0,350 mg/l geschätzt werden, nach dem der See entsprechend der ÖNORM M 6231 massiv über-

düngt (hypertroph) war. Das höchste Jahresmittel aus gemessenen Werten erreichte 1978 0,1100 mg/l. Von diesem Zeitpunkt an nahm die Phosphorkonzentration kontinuierlich ab. 1990 wurde die Grenze von 0,0210 mg/l vom „mäßigen“ zum „guten“ Zustand unterschritten. Im Jahr 2000 konnte mit dem Jahresmittelwert von 0,0129 mg/l erstmals wieder der „sehr gute“ Zustand erreicht werden. Seitdem schwanken die Jahresmittel um diese Grenze. Nach der Trophie-einteilung der ÖNORM M 6231 befindet sich der Obertrumer See seit 1991 stabil im mesotrophen Bereich (Abb. 3.4). Die Variabilität der Einzeluntersuchungen im Jahresverlauf ist systemimmanent, fallweise auch auf den Eintrag durch Hochwasser verursacht, wie die Konzentration im Jänner 2013, die im eutrophen Bereich lag (Abb. 3.3)

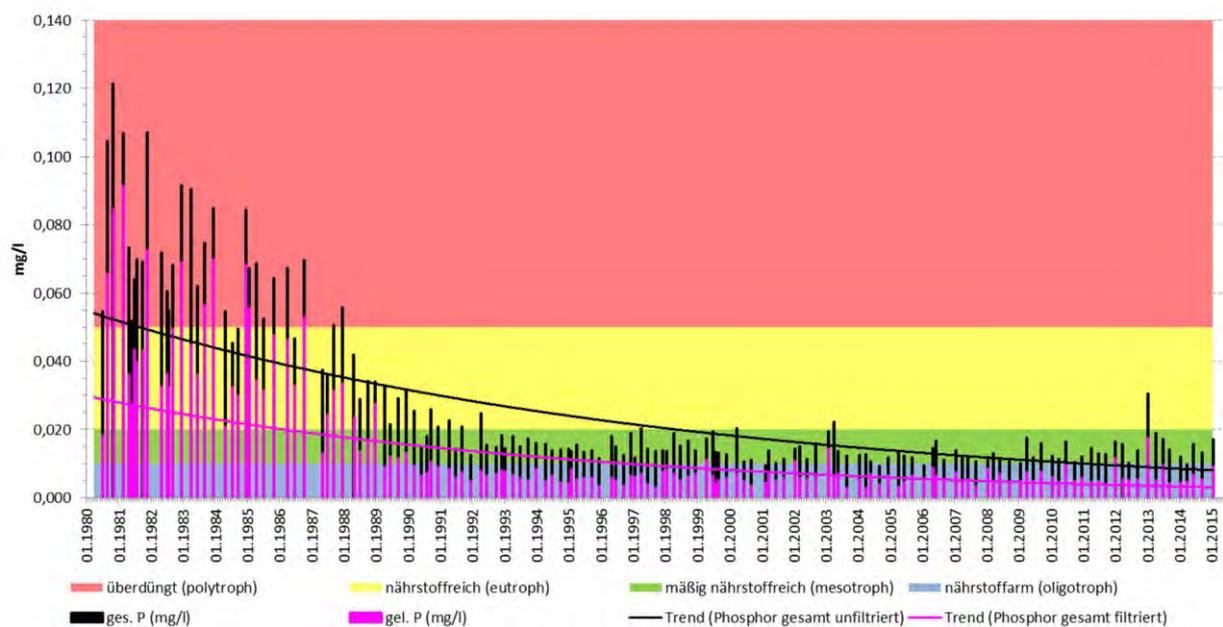


Abb. 3.3: Volumsgewichtete Tagesmittelwerte des Gesamtphosphors und des gelösten Gesamtphosphors (mg/l) im Obertrumer See. Trophiegrenzen nach ÖNORM M 6231 (Grafik: I. SCHILLINGER; Land Salzburg - Gewässerschutz)

Zwischen 1973 und 1987 verringerte sich der gelöste Gesamtphosphor von 0,0876 mg/l auf 0,0115 mg/l (Abb. 3.3 und 3.4). Der prozentuelle Anteil lag dabei zwischen 40 und 72%, der Mittelwert erreichte hohe

60%. Ab 1988 lag die durchschnittliche Jahreskonzentration bei 0,0062 mg/l, die Prozentanteile variierten zwischen 37 und 57%.

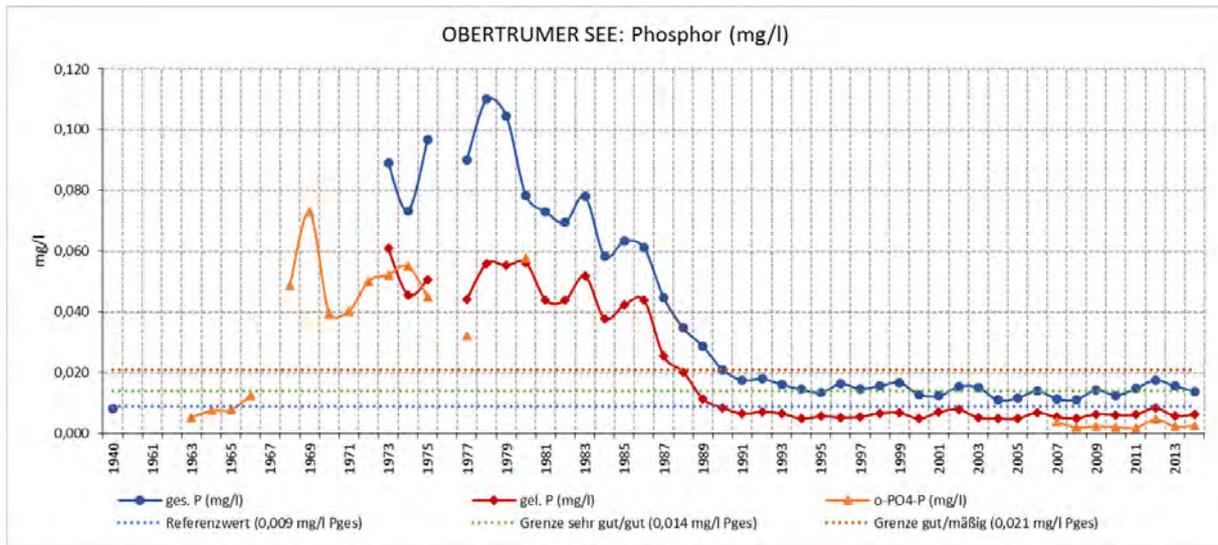


Abb. 3.4: Jahresmittelwerte der Phosphorfractionen (mg/l) im Obertrumer See

Der **Grabensee** hat als kleinster der drei Trumerseen trotz des 4,5maligen Wasseraustausches pro Jahr erwartungsgemäß das höchste Trophieniveau, wie im Vergleich mit den anderen Seen aus Abbildung 3.10 ersichtlich wird. Das Loading erfolgt weitgehend über die Aag, dem Abfluss des Obertrumer Sees. Zur Zeit der sommerlichen Temperaturschichtung fließt die Aag gleichsam als Verlängerung des Epilimnions des Obertrumer Sees oberflächlich durch den Grabensee. Beim Durchtritt durch den See sedimentiert ein Großteil der Algenfracht im See und muss zusätzlich zur autochthon gebildeten Algenbiomasse abgebaut werden. In der Reoligotrophierungsphase wurden im Jahresverlauf schätzungsweise zumindest 2.178 Tonnen Algenfrischmasse in den Grabensee transportiert.

Da zum Abbau lediglich 73,4 Tonnen gelöster Sauerstoff - unter der Voraussetzung der vollständigen Sauerstoffsättigung des Hypolimnions bei 4°C - nicht ausreichen, wird der große Rest des organischen Materials letztlich anoxisch und schließlich anaerob abgebaut. Das führt vereinfacht dazu, dass der gelöste Phosphor bei Abwesenheit von Sauerstoff nicht als unlösliches Kalziumphosphat am Sediment deponiert werden kann, sondern in Lösung bleibt. Maximal wurden über Grund mehr als 1 mg/l Gesamtphosphor bzw. 0,7 mg/l gelöster Gesamtphosphor gemessen. Der dadurch jährlich eintretende Anstieg des Gesamtphosphorgehaltes im Spätsommer bis in den eutrophen Bereich ist die Folge (Abb. 3.5).

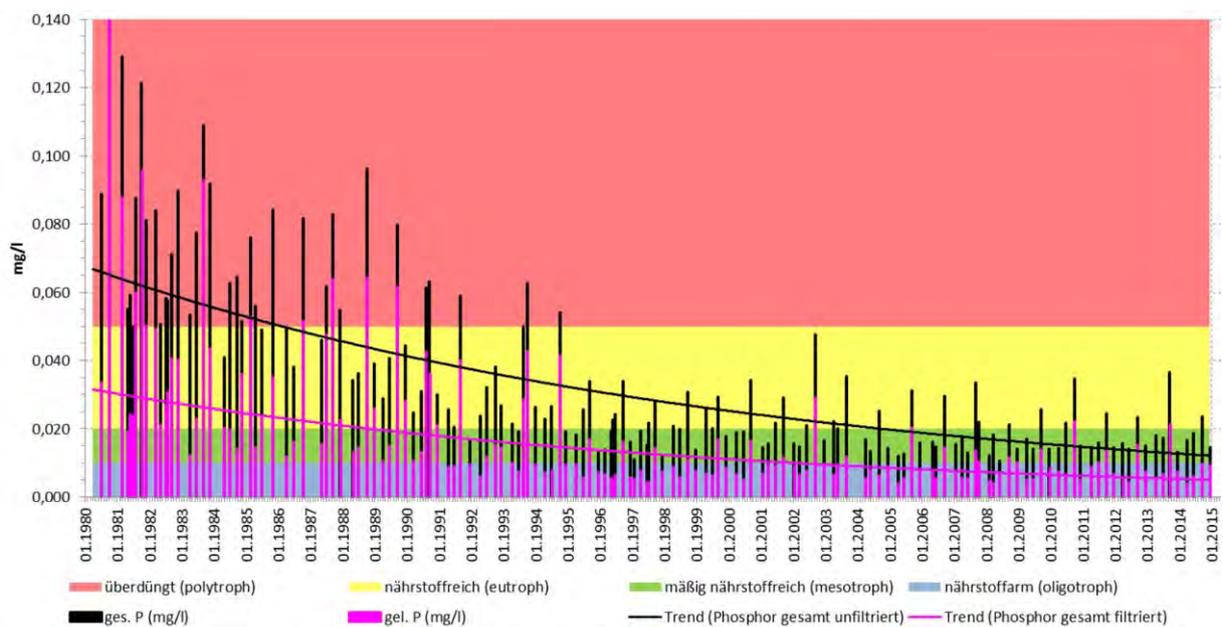


Abb. 3.5: Volumengewichtete Tagesmittelwerte des Gesamtphosphors und des gelösten Gesamtphosphors (mg/l) im Grabensee. Trophiegrenzen nach ÖNORM M 6231 (Grafik: I. SCHILLINGER; Land Salzburg - Gewässerschutz)

Der langfristige zeitliche Verlauf von Eu- und Oligotrophierung des Grabensees entspricht den beiden anderen Seen, weitgehend beeinflusst vom Obertrumsee. Im Juni 1968 war der Grabensee bereits deutlich eutroph. Eine einmalige Untersuchung im November 1976 wies den gemessenen Höchstwert von 0,186 mg/l auf. Von 1979 an begann der weitgehend kontinuierliche Rückgang des Phosphorgehalts. Die Grenze vom mäßigen zum guten Zustand wurde erstmals 1995 wieder unterschritten. Seit diesem Zeitpunkt bewegt sich der Jahresmittelwert der durchschnittlichen Gesamtposphorkonzentration, mit einigen Ausnahmen, im Bereich des Guten Zustandes zwischen 0,016 und 0,024 mg/l (Abb. 3.6), was einer meso/eutrophen Situation entspricht.

Der Anteil des gelösten Gesamtposphors am Gesamtposphor ist im Grabensee mit durchschnittlich 41% bei einer Schwankungsbreite von 55 bis 72% bis 1990 relativ hoch. Die Konzentrationen schwankten dabei von 0,02 mg/l bis rund 0,1 mg/l. Obwohl der morphologisch-hydrographisch bedingte anoxische Zustand regelmäßig auch nach der Hypertrophie auftritt, führte der verminderte Phosphoreintrag zum Rückgang der Konzentrationen des gelösten Phosphors auf Jahresmittelwerte zwischen 0,007 mg/l und 0,023 mg/l, bei einem durchschnittlichen Jahresmittelwert von 0,01 mg/l. Der prozentuelle Anteil liegt jetzt bei durchschnittlich 47% und schwankt zwischen 35 und 64%.

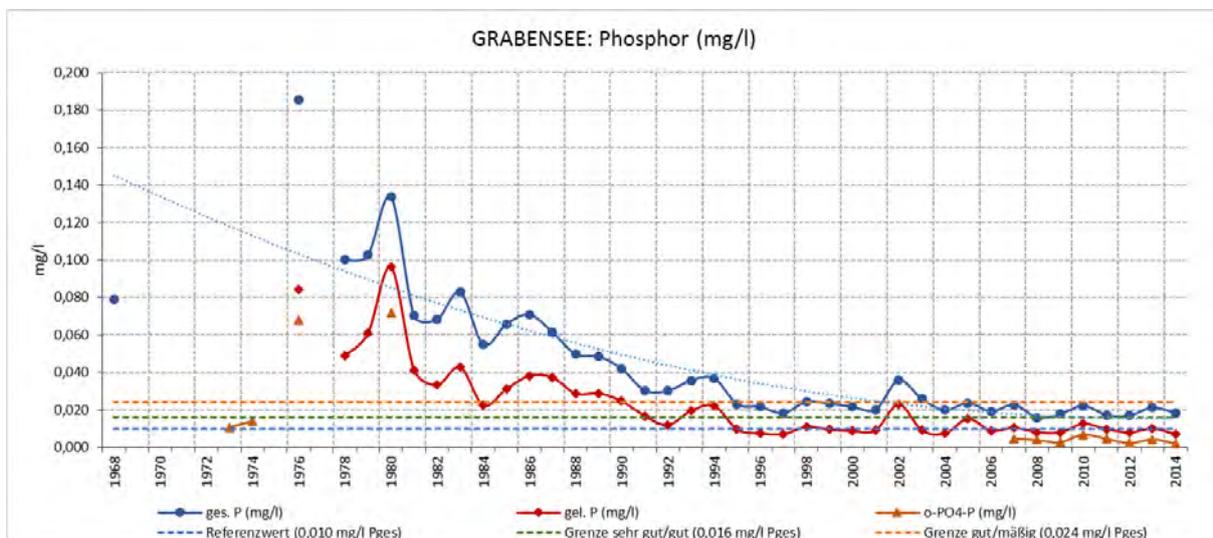


Abb. 3.6: Jahresmittelwerte der Phosphorfractionen (mg/l) im Grabensee

### 3.1.1.2 Wallersee

Limnologische Untersuchungen des Wallersees durch das Land Salzburg reichen bis 1958 zurück (CZERNIN-CHUDENITZ 1980). Wie aus einem Amtsbericht aus 1960 hervorgeht (zit. CZERNIN-CHUDENITZ, 1980), war man sich damals über eine zunehmende Eutrophierung des Sees bei weiter andauerndem Einbringen ungereinigter Abwässer bereits im Klaren. Auf Grundlage dieses Berichtes wurde die kanaltchnische Abwasserentsorgung der Siedlungsräume und der abwasserrelevanten Gewerbebetriebe im Einzugsgebiet vorangetrieben, was durch den Rückgang des Nährstoffeintrags zu einer merkbaren, aber immer noch unbefriedigenden Verbesserung des Gewässerzustandes führte (JAGSCH & HAIDER 1982b, CZERNIN & HAIDER 1989a).

Das Vorlandseenprojekt der Jahre 1980 bis 1982 brachte Aufschlüsse über den Eintrag von Phosphor und Stickstoff aus die Nährstoffzufuhr über die Zuflüsse und den Niederschlag (JÄGER 1986a und b). Als Resultat wurden behördlich Düngebeschränkun-

gen im Einzugsgebiet der Seen verfügt und das „15-Punkte-Programm“ zur weiteren Verbesserung des Gewässerzustandes des Wallersees in Angriff genommen.

Während der maximalen Eutrophierung wurde lediglich der Orthophosphat-Phosphor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) bestimmt, der für das Phytoplankton zum Biomassenaufbau direkt verfügbar ist. Durchschnittliche volumengewichtete Jahreskonzentrationen bis 0,032 mg  $\text{PO}_4\text{-P}$  pro Liter weisen nachdrücklich auf einen hohen Trophiegrad hin und lassen auf sehr hohe Gesamtposphorwerte schließen (Abb. 3.7). Überschlägig von den Orthophosphatkonzentrationen auf den Gesamtposphor geschätzt, könnte der maximale Jahresdurchschnittswert im Jahr 1969 spekulativ bei etwa 0,175 mg/l gelegen sein. Der höchste gemessene Jahresmittelwert erreichte 1980 die Konzentration von 0,0587 mg/l. Anschließend erfolgte eine abrupte Abnahme des Phosphorgehaltes auf einem unregelmäßigen Plateau zwischen 1981 und 1992 mit Kon-

zentrationen zwischen 0,19 und 0,32 mg Gesamtphosphor pro Liter (Abb. 37). Der See war mit Gesamtphosphorkonzentrationen von mehr als 0,020 mg/l nach wie vor eutroph. Da auch die Grenze von 0,021 mg/l überschritten war, entsprach dies einem mäßigen Gewässerzustand gemäß Wasserrahmenrichtlinie (Abb. 3.7).

Bis 1993 erreichte die gelöste Fraktion des Gesamtphosphors mit Jahresmittelwerten zwischen 0,006 und 0,019 mg Phosphor pro Liter einen Anteil von durchschnittlich 39%. Das Maximum lag bei 58%. Ab 1993 pendelte sich der Mittelwert bei 0,008 mg/l ein, was 46% des Gesamtphosphors entspricht. Die Jahresmittelwerte schwanken zwischen 0,006 und 0,017 mg/l.

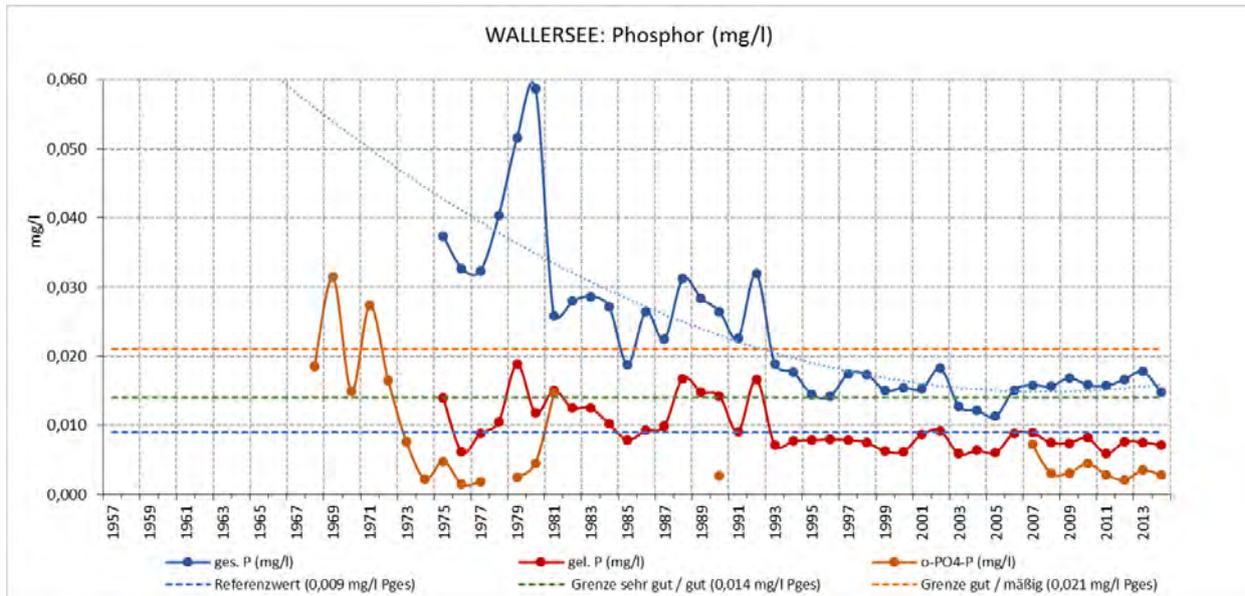


Abb. 3.7: Jahresmittelwerte der Phosphorfraktionen (mg/l) im Wallersee

Seit 1993 befindet sich der Wallersee aus chemischer Sicht im Sinne der WRRL in einem „guten“ Zustand, wobei die saisonal abhängigen Tagesmittelwerte allerdings zwischen Oligo- und Eutrophie schwanken

(Abb. 3.8). In den Jahren 2003 bis 2005 konnte mit Konzentrationen unter 0,014 mg/l sogar ein „sehr guter“ chemischer Zustand erreicht werden.

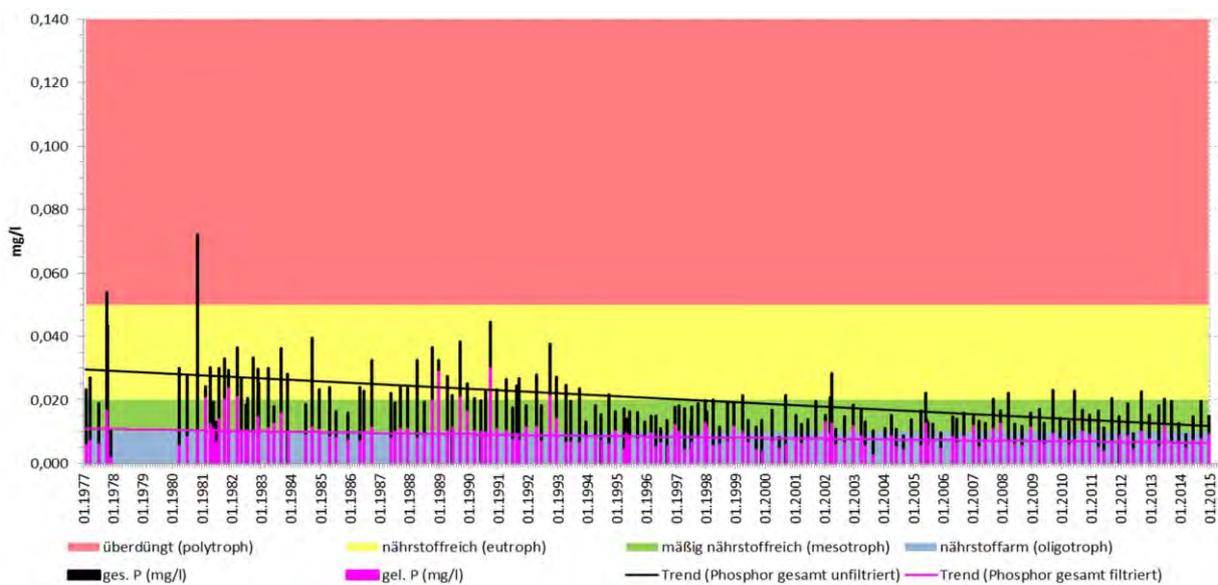


Abb. 3.8: Volumengewichtete Tagesmittelwerte des Gesamtphosphors und des gelösten Gesamtphosphors (mg/l) im Wallersee. Trophiegrenzen nach ÖNORM M 6231 (Grafik: I. SCHILLINGER; Land Salzburg - Gewässerschutz)

Die Betrachtung der Trophieentwicklung anhand des Gesamtphosphors zeigt, dass alle vier Vorlandseen in den 1970er-Jahren im eutrophen Bereich lagen (Abb. 3.9). Am geringsten war in dieser Periode die Belastung des Mattsees, der ab 1980 immer mesotroph war. Ab 1995 lag er wieder weitgehend in der Oligotrophie. Am höchsten belastet war der Graben-

see. Ab 1996 schwankt er zwischen eutroph und mesotroph. Ihm folgt der Obertrumer See, der seit 1991 wieder stabil im mesotrophen Bereich liegt. Die eutrophe Phase des Wallersees dauert bis 1993. Seitdem hat er sich wieder im mesotrophen Zustand stabilisiert.

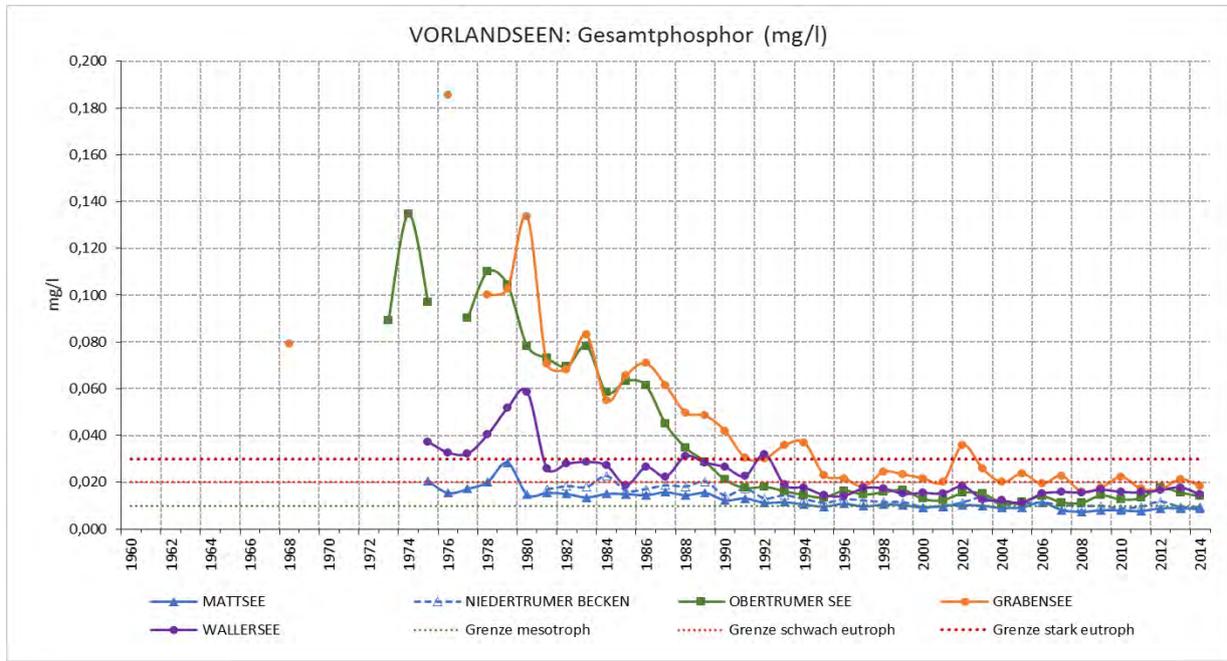


Abb. 3.9: Jahresmittelwerte des Gesamtphosphors (mg/l) in den Vorlandseen mit Trophiegrenzen

Den Phosphorwerten entsprechend ist der Verlauf der Algenbiomasse in den Seen in Abbildung 3.10 zu den in der Folge mehrmals zitierten Vergleichen

dargestellt. Die detaillierten Abhandlungen darüber finden sich in JERSABEK (1996), JERSABEK et al. (2001) und KAIBLINGER et al. (2006).

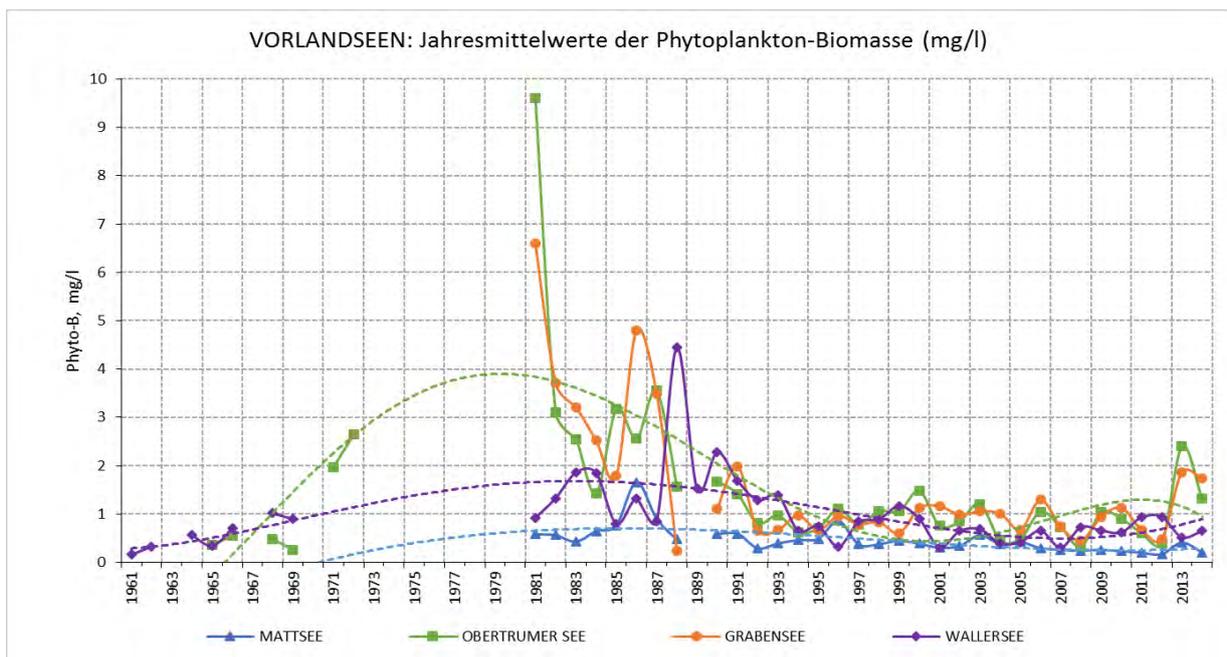


Abb. 3.10: Jahresmittelwerte der Phytoplankton-Biomasse (mg/l) in den Vorlandseen

### 3.1.2 Phosphorbilanz der Vorlandseen

Zur Erhebung des Nährstoffeintrags und deren Quellen wurden 1981/82 die Zuflüsse des Wallerseees und der Trumer Seen untersucht (JÄGER 1986b). Die Wiederholungsuntersuchungen 1998/99 am Wallersee und 2000/2001 an den Trumer Seen weisen eindrucksvoll die positiven Auswirkungen der getroffenen Maßnahmen zur Verminderung der Nährstofffrachten nach. Um die Ergebnisse der Untersuchungszeiträume vergleichen zu können, erfolgten die Berechnungen in angepasster Form auf der Basis der Erstuntersuchung. Anpassungen wurden hinsichtlich der einzelnen Einzugsgebiete und des Niederschlags vorgenommen.

Wichtig für das Steuerungsmanagement des Eintrages zur die Änderung des Gewässerzustandes sind das Wissen über die Eintragswege und die eingebrachten Mengen. Punktuelle Quellen sind im Wesentlichen gut beherrschbar, diffuse Einträge weniger. Der Zusammenhang zwischen der Phosphorfracht in einen See und der Phosphorkonzentration im See hängt von der Zufuhrmenge und der theoretischen Wasseraufenthaltszeit ab, was in den verschiedenen Be-

rechnungsmodellen (VOLLENWEIDER 1976, LARSEN & MERCIER 1976, VOLLENWEIDER & KERESKES 1980, BRETT & BENJAMIN 2008) seinen Ausdruck findet (LAMPERT & SOMMER 1993).

Die Nährstofffrachten aus den beprobten Zuflüssen wurden aus den täglich entnommenen und entsprechend dem jeweiligen Durchfluss mengenmäßig gewichteten Mischproben berechnet. Aus den nicht beprobten Resteinzugsgebieten wurden die Wasserfrachten aus dem Niederschlag abgeschätzt. Als Basis für die Nährstoffeinträge aus diesen Gebieten wurden jahresspezifische Phosphorfrachten aus dem Abtrag aus Acker und Grünland nach RASCHBACHER & DIEPOLDER (2009) herangezogen.

Der direkte Nährstoffeintrag über den Niederschlag auf die Seen wurde aus den Analysen der integrierten Proben aus Regenmessern berechnet. Aus Vergleichbarkeitsgründen wurde der Eintrag des gelösten Phosphors der Untersuchungen von 1981/1982 mit dem Mittelwert der Regenwasserkonzentrationen 1998/1999 bzw. 2000/2001 hochgerechnet.

#### 3.1.2.1 Trumer Seen

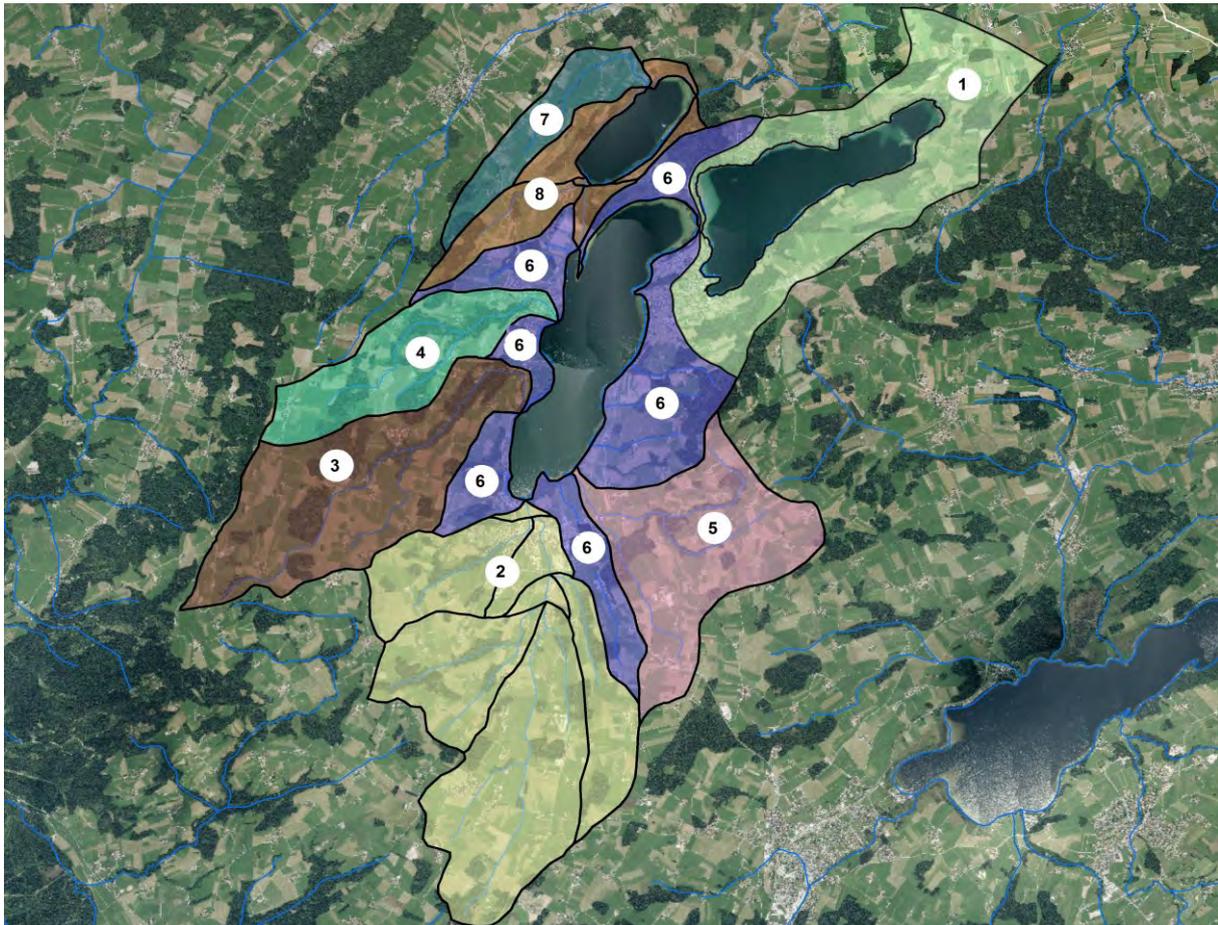


Abb. 3.12: Einzugsgebiet der Trumer Seen: 1 Mattsee und Land zum See, 2 Mattig, 3 Angerbach (Teufelsgraben), 4 Pfarrgraben, 5 Mattseeroider Bach (Rotschernbach), 6 Resteinzugsgebiete Obertrumer See, 7 Flurnsbach, 8 Resteinzugsgebiet Grabensee – Grafik: Land Salzburg-Gewässerschutz, Ing. I. SCHILLINGER

Der Mattsee besitzt von den drei Trumer Seen mit 11,2 km<sup>2</sup> das kleinste Einzugsgebiet der drei Seen (Tab. 3.4, Abb. 3.12), wovon 3,6 km<sup>2</sup> auf den See selbst entfallen. Damit werden rund 17% des Einzugsgebietes der Trumer Seen entwässert. Punktuelle Zuflüsse erfolgen über unbedeutende kleine Gerinne. Der Großteil des Wassers gelangt oberflächlich diffus und vor allem über das Grundwasser in den See. Bei Winterbedeckung des Sees verursacht das im Vergleich zum Seewasser aufsteigende warme Grundwasser offene bzw. nur dünn zufrierende Stellen, sogenannte „Dampföcher“. Mit einer Verweildauer zwischen 3,9 (1981/82) und 4,6 Jahren (2000/01) hat er den geringsten theoretischen Wasseraustausch. Pro Jahr erneuern sich zwischen einem Viertel und einem Fünftel des Volumens.

Die Entwässerung erfolgt über den Verbindungskanal an der Johannisbrücke in den Obertrumer See. Bei Hochwässern kann Wasser aus dem Obertrumer See

in den Mattsee zurückströmen, was zu einer gewissen Problematik bei Bilanzberechnungen führt.

Über den Obertrumer See werden 57,5 km<sup>2</sup> bzw. 88,5% des Seensystems entwässert. Der Hauptzufluss ist die Mattig, deren Einzugsgebiet von 15 km<sup>2</sup> etwas weniger als einem Viertel des Gesamteinzugsgebietes entspricht (Tab. 2.4). Sie fließt als Aag in den Grabensee und verlässt diesen als Mattig wieder. Die theoretische Erneuerungszeit des Obertrumer Sees liegt bei rund 2 Jahren. Der Grabensee erhält über die Aag die Wassermenge von rund 89% des Einzugsgebietes. Als zusätzlicher punktueller Zufluss in den Grabensee ist der Flurnsbach mit 3% des Einzugsgebietes zu erwähnen. Entsprechend dem geringen Volumen des Grabensees liegt die theoretische Erneuerungszeit zwischen 12 und 17 Wochen. Das Volumen erneuert sich pro Jahr theoretisch 3,1 bis 4,4 mal.

Tab. 3.4: Einzugsgebiete der Trumer Seen (nach Datenbasis WIS)

EZ-Nr.	SEE	km <sup>2</sup>	% EZ-Einzelsee	% von EZ-Gesamt
<b>MATTSEE</b>				
1	Land zum Mattsee	7,6	67,9	11,7
1	See (= Niederschlag)	3,6	32,1	5,5
	Summe Mattsee-Zu	11,2	100,0	17,2
<b>OBERTRUMER SEE</b>				
1	Johannisbrücke	11,2	19,5	17,2
2	Mattig	15,3	26,6	23,5
3	Teufelsgraben	7,7	13,4	11,8
4	Pfarrgraben	4,1	7,1	6,3
	Mattseeroider Bach (Rot-schernbach)	6,4	11,1	9,8
6	Rest-EZ	8,1	14,1	12,5
	See (=Niederschlag)	4,7	8,2	7,3
	Summe Obertrumer See-Zu	57,5	100,0	88,5
<b>GRABENSEE</b>				
	Aag (Abfluss OTS)	57,6	88,6	88,6
7	Flurnsbach	2,1	3,2	3,2
8	Rest-EZ	4,0	6,2	6,2
	See (=Niederschlag)	1,3	2,0	2,0
	Summe Grabensee-Zu	65	100,0	100,0

Die vorgenommenen Sanierungsschritte brachten eine deutliche Verringerung des Phosphoreintrags in das Seensystem gegenüber den Erstuntersuchungen. Auffällig ist die Verdoppelung der Nährstofffrachten aus dem Niederschlag, der 1981/82 stark unternormal gegenüber dem langjährigen Mittelwert war (PRODINGER 1986). Die Jahre während der Folgeuntersuchungen waren dagegen deutlich regenreicher (GEIGER-KAISER 2004), was sich dementsprechend auswirkte. Der für die Trumer Seen berechnete flächenspezifische Wert des Niederschlags von 0,61 kg Gesamtphosphor pro Hektar und Jahr entspricht weitgehend dem Mittelwert von 0,63 kg/ha-a der umfangreichen aus integrierten Besammlungen gewonnenen Daten aus MALISSA et al. (1982).

Im **Mattsee** nahm jährlich die Phosphorzufuhr von 650 kg um 208 kg bzw. 32% auf 442 kg ab (Tab. 3.4). Der Anteil des Phosphors aus dem Niederschlag, der 1981/82 rund 15% betrug, erreichte mit 49% annähernd die Hälfte des rechnerischen Eintrages. Ein mit 55% noch höherer Anteil wurde z. B. für den Scharmützelsee (Brandenburg, Deutschland) berichtet (HÄMMERLING & NIXDORF, 2004). Der flächenspezifische Austrag von 0,580 kg/ha-a der vorangegangenen Untersuchung hat sich dementsprechend auf 0,394 kg/ha-a verringert. Vom Gesamteintrag wurden über den Verbindungskanal Johannisbrücke nur rund 190 kg Gesamtphosphor in den Obertrumer See transportiert, was einem Seerückhalt von 71% entspricht. Die Eintragsmenge von 442 kg/a läge nach dem Modell von Vollenweider (VOLLENWEIDER

nach BRETT & BENJAMIN 2008) unter der kritischen Menge von 467 kg/a, mit der die Referenzkonzentration von 0,008 mg/l zu erreichen wäre (Tab. 3.5). Der berechnete Jahresdurchschnitt des Gesamtphosphors ist mit 0,096 mg/l praktisch ident mit der nach LARSEN & MERCIER (1976) zu erwartenden Konzentration von 0,090 mg/l (Tab. 3.6). Damit liegt der See nahe am Referenzwert und im Bereich des „sehr guten Zustandes“. Die Modelle von VOLLENWEIDER sowie von LARSEN & MERCIER sind für den Mattsee adäquat anwendbar.

Die Phosphorbelastung des **Obertrumer Sees** ging von 3.750 kg/a auf 1.538 kg/a zurück (Tab. 3.5), was einer Verminderung um 59% entspricht. Aus den einzelnen Einzugsgebieten ist der mengenmäßig stärkste Rückgang für die Mattig mit 776 kg (0,712 kg/ha\*a) auf 314 kg (0,205 kg/ ha\*a) zu verzeichnen, gefolgt vom Resteinzugsgebiet mit einem Minus von rund 600 kg Gesamtphosphor. Der auf die Fläche bezogene höchste Phosphoreintrag erfolgt über den Niederschlag mit 0,61 kg/ ha\*a. Der flä-

chenspezifische Eintrag aus dem gesamten Einzugsgebiet hat sich von 0,65 kg/ ha\*a der Untersuchung 1981/82 auf 0,27 kg/ ha\*a bzw. um rund 60% reduziert.

In Anlehnung an die Phosphorkonzentration aus dem Jahr 1940, in dem sich der See wahrscheinlich in einem gering belasteten Zustand befand, wurde der Referenzwert mit 0,009 mg/l Gesamtphosphor festgelegt. Daraus ergibt sich als kritische Fracht die Zufuhr von 828 kg Gesamtphosphor pro Jahr. Mit 1.538 kg wurde diese Menge fast um das Doppelte überschritten (Tab. 3.6). Nach dem Modell von LARSEN & MERCIER (1976) wäre dieser Referenzwert zu erreichen. Der gemessene Jahresdurchschnitt von 0,0116 mg/l ist von dieser erwartbaren Konzentration nicht weit entfernt (Tab. 3.7). Damit lag der Obertrumer See in dieser Untersuchung im Bereich des „sehr guten“ chemischen Gewässerzustandes, obwohl die Fracht im Bereich des „mäßigen“ Zustandes lag. Von der Gesamtfracht blieben 1.235 kg (80%) im See, nur 330 kg wurden über die Aag in den Grabensee weiter transportiert.

Tab. 3.5: Phosphorbilanzen der Trumer Seen 1981/1982 und 2000/2001

EINZUGSGEBIETE (EZ)	EZ Nr	EZ km <sup>2</sup>	1981 / 1982		2000 / 2001		Veränderung zu 1981/82		
			Eintrag (kg)	kg/ha*a	Eintrag (kg)	kg/ha*a	Eintrag (kg)	kg/ha*a	%
<b>Mattsee (MAT)</b>									
Land zum Mattsee	1	7,6	550	0,724	223	0,294	-327	-0,430	-59
See (= Niederschlag)		3,6	100	0,278	218	0,606	118	0,329	118
<b>Summe MAT-Zu</b>		11,2	<b>650</b>	<b>0,580</b>	<b>442</b>	<b>0,394</b>	<b>-208</b>	<b>-0,186</b>	<b>-32</b>
See-Ab (= Johannisbrücke)	1	11,2	191	0,171	43	0,038	-148	-0,132	-78
Retention (%)			71		90				
<b>Obertrumer See (OTS)</b>									
Johannisbrücke	1	11,2	190	0,170	43	0,038	-147	-0,131	-77
Mattig	2	15,3	1 090	0,712	314	0,205	-776	-0,507	-71
Angerbach (Teufelsgraben)	3	7,7	610	0,792	307	0,398	-303	-0,394	-50
Pfarrgraben	4	4,1	250	0,610	123	0,300	-127	-0,310	-51
Mattseeroider Bach (Rotschernbach)	5	6,4	649	1,014	242	0,377	-407	-0,636	-63
Rest-EZ	6	8,1	821	1,014	224	0,276	-598	-0,738	-73
See (= Niederschlag)		4,74	140	0,296	287	0,606	147	0,311	105
<b>Summe OTS-Zu</b>		57,5	<b>3 750</b>	<b>0,652</b>	<b>1 538</b>	<b>0,267</b>	<b>-2 212</b>	<b>-0,384</b>	<b>-59</b>
See-Ab (=Aag)		57,6	3 200	0,556	303		-2 897	-0,556	-110
Retention (%)			15		80				
<b>Grabensee (GRS)</b>									
Aag (Abfluss OTS)		57,6	3 200	0,556	303	0,053	-2 897	-0,503	-91
Flurnsbach	7	2,1	186	0,465	46	0,221	-140	-0,244	-75
Rest-EZ	8	4,0	354	0,885	110	0,276	-244	-0,609	-69
See (= Niederschlag)		1,3	40	0,307	79	0,606	39	0,299	97
<b>Summe GRS-Zu</b>		65,0	<b>3 780</b>	<b>0,582</b>	<b>538</b>	<b>0,083</b>	<b>-3 242</b>	<b>-0,499</b>	<b>-86</b>
Laimhausmühle		65,0	3 460	0,532	423		-3 037	-0,532	-88
Retention (%)			8		21				
<b>Trumer Seen (TRS)</b>									
<b>Summe TRS-Zufluss</b>		65,0	<b>4 790</b>	<b>0,737</b>	<b>2 173</b>	<b>0,334</b>	<b>-2 617</b>	<b>-0,403</b>	<b>-55</b>
Trumer Seen Abfluss			3 460		423		-3 037	-0,532	-88
Retention (%)			28		81				

Die Phosphorfracht von 538 kg in den **Grabensee** setzt sich neben der Fracht über die Aag aus 110 kg aus dem nicht beprobaren Resteinzugsgebiet, 79 kg aus dem Niederschlag und 46 kg aus dem Flurnsbach zusammen. In Summe entspricht das einem Rück-

gang um 86%. Der flächenbezogene Austrag verminderte sich von 0,582 kg/ha\*a um 86% auf 0,083 Kilogramm Gesamtphosphor pro Hektar und Jahr. Um den Referenzwert von 0,010 mg/l erreichen und einhalten zu können, müsste der jährliche Phospho-

reintrag bei 511 kg liegen. Im Untersuchungsjahr wurden 538 kg eingebracht, was mengenmäßig einem „Sehr guten“ Gewässerzustand entsprach. Modellbezogen wäre daraus die mittlere Jahreskonzentration von 0,011 mg/l zu erwarten gewesen. Der tatsächli-

che Jahresdurchschnitt lag bei 0,0212 mg/l und entsprach damit dem „guten“ Zustand. Entsprechend der Trophieklassifikation war der Grabensee leicht eutroph.

Tab. 3.6: Referenzwerte, Klassengrenzen, kritische Phosphorbelastung (VOLLENWEIDER nach BRETT & BENJAMIN 2008), gemessene Frachten und Jahresmittel der Konzentration in den Seen.

	SOLL		IST				
	mg/m <sup>3</sup>	kg/a	Eintrag (kg/a)		mg/m <sup>3</sup> im See		
			1981/1982	2000/2001	1981/1982	2000/2001	
<b>Mattsee</b>							
Referenzwert	8	467		442			
Grenze "sehr gut/gut"	12	521				9,6	
Grenze "gut/mäßig"	19	614	650		15,0		
<b>Obertrumer See</b>							
Referenzwert	9	828					
Grenze "sehr gut/gut"	14	1 002				11,6	
Grenze "gut/mäßig"	21	1 306	3 750	1 538	87		
<b>Grabensee</b>							
Referenzwert	10	511					
Grenze "sehr gut/gut"	16	740		538		21,2	
Grenze "gut/mäßig"	24	1 042	3 780		69,4		
<b>Wallersee</b>							
Referenzwert	9	1 757		1998/1999	2012/2013	1998/1999	2012/2013
Grenze "sehr gut/gut"	14	2 216				17,7	16,4
Grenze "gut/mäßig"	21	3 019	9 150	3 168	4 368	29,3	

Tab. 3.7: Zu erwartende (LARSEN & MERCIER 1976) und gemessene Jahresmittelwerte des Gesamtphosphors (mg/m<sup>3</sup>) sowie theoretische Erneuerungszeit des Wassers ( $\tau_w$ , Jahre) und Austauschrate pro Jahr ( $\rho$  (1/a)) in den Vorlandseen

	Mattsee		Obertrumer See		Grabensee		Wallersee		
	1981/1982	2000/2001	1981/1982	2000/2001	1981/1982	2000/2001	1981/1982	1998/1999	2012/2013
berechnet	12,0	9,0	65,0	17,0	62,0	11,0	29,0	13,6	17,6
gemessen	15,0	9,6	87,0	11,6	69,4	21,2	29,3	17,7	16,4
$\tau_w$	3,9	4,6	2,0	1,95	0,23	0,32	0,80	0,67	0,69
$\rho$ (1/a)	0,25	0,22	0,49	0,51	4,35	3,13	1,25	1,49	1,45

In der Untersuchungsperiode 2000/2001 wurden insgesamt 2.173 kg Gesamtphosphor in die **Trumer Seen** eingetragen, was ein Minus von 55% gegenüber der Erstuntersuchung ergibt. Dementsprechend verringerte sich der spezifische jährliche Hektaraustrag von 0,74 kg auf 0,33 kg aus dem Gesamteinzugsgebiet. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 2.11 und 2.12 dargestellt. Über die Mattig wurden nur 423 kg aus dem Seensystem ausgetragen, 1.750 kg verbleiben in den Seen. Gegenüber der früheren Untersuchung, als 3.460 Kilogramm Gesamtphosphor die Seen verließen, entspricht das einem Plus von 420 kg. Prozentuell gesehen erhöhte sich die Retention von 28% auf 81% (Tab. 2.5). Die damaligen hohen Phosphorverluste sind auf die Ausschwemmung des Phytoplanktons zurück zu führen, das im Epilimnion des Obertrumer Sees Biomassen von über 16 g/m<sup>3</sup> entwickelte (JERSABEK et al., 2013). Hauptverantwortlich war die Massenentwicklung Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*), die sich im

Obertrumer See, abweichend von ihrem üblichen Verhalten als tief eingeschichtete Schwachlichtform, massiv im Epilimnion entwickelt hat (CZERNIN-CHUDENITZ 1986) und über die Aag in den Grabensee und von dort aus dem System ausgetragen wurde. Die Trumer Seen erweisen sich, ohne auf das Thema Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment einzugehen, als beträchtliche Nährstoffsенke.

Die Abweichungen der Modelle zwischen berechneten und beobachteten Konzentrationen in den Seen weisen natürlich auf Schwächen hin, deren Ursachen hier nicht weiter diskutiert werden sollen. Auffällig ist allerdings, dass die Abweichung umso größer ist, je kürzer die Aufenthaltszeit des Wassers in den Seen ist (s. Tab. 3.7). Es soll aber absolut kein Argument dafür sein, dass die Gewässer mit mehr Nährstoffen belastbar wären und damit trotzdem zumindest der erforderliche „Gute Zustand“ eingehalten werden kann.

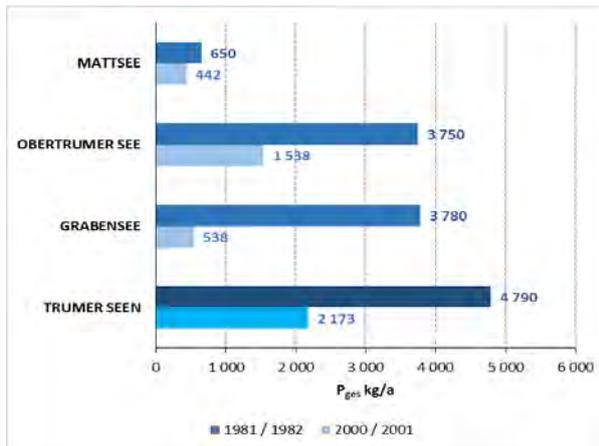


Abb. 3.12 Phosphorfrachten (kg/a) in die Trumer Seen

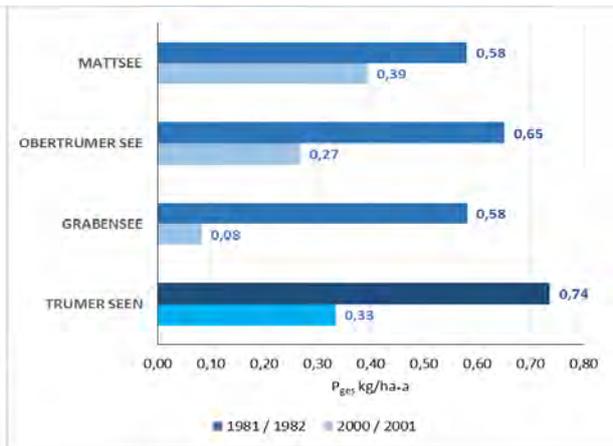


Abb. 3.13: Flächenspezifischer Phosphoreintrag (kg/ha-a) in die Trumer Seen

### 3.1.2.2 Wallersee

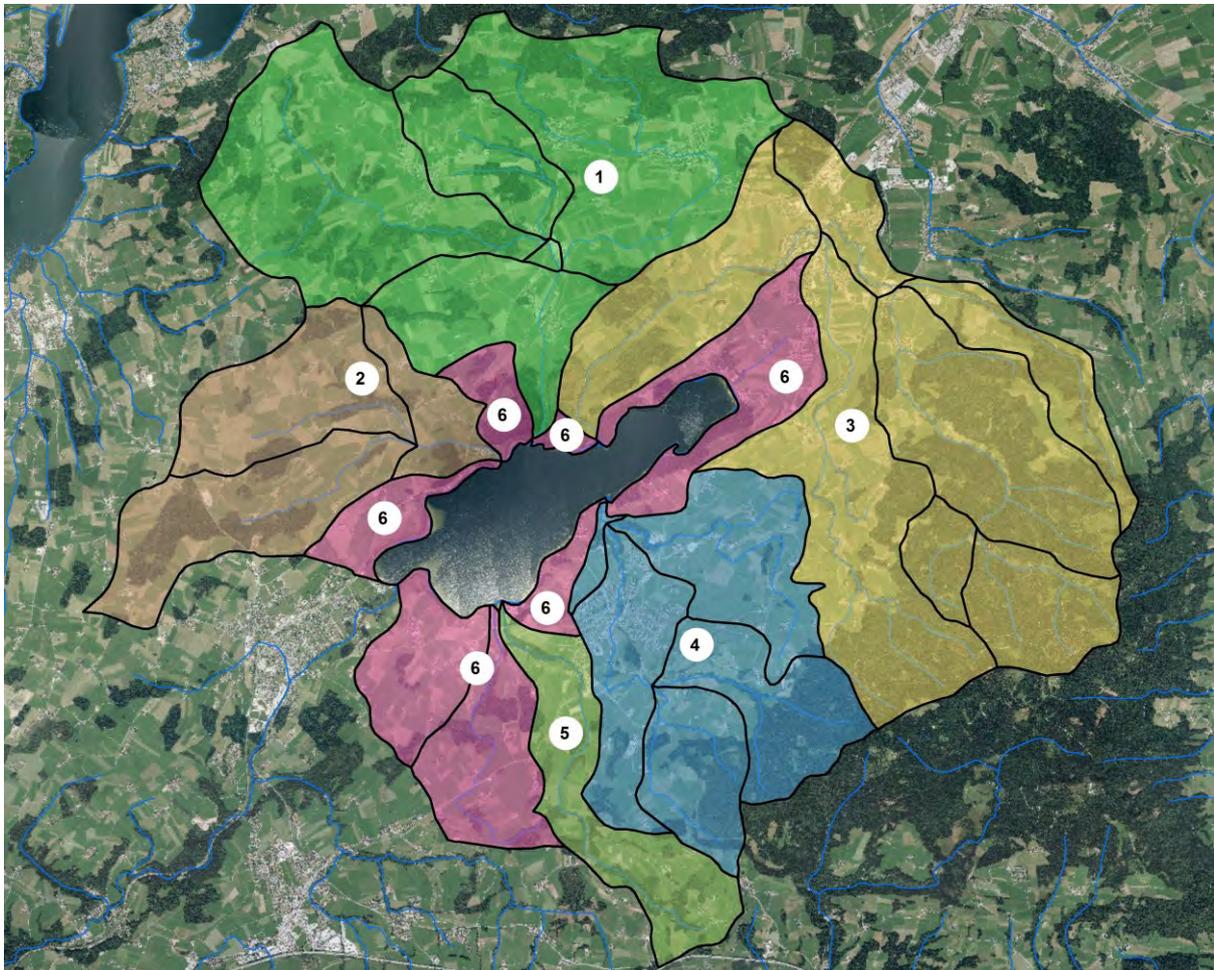


Abb. 3.14: Einzugsgebiet Wallersee: 1 Wengerbach, 2 Schönbach, 3 Wallerbach, 4 Henndorfer Bach, 5 Schlachterbach, 6 Resteinzugsgebiete ohne definierten Abfluss (Grafik: Land Salzburg - Gewässerschutz, Ing. I. SCHILLINGER)

Als Rechengrundlage für die Einzugsgebiete der Wallerseezubringer wurden die Daten des „Wasser-Informationssystem Salzburg“ (WIS) herangezogen. Daraus ergeben sich verschiedentlich Veränderungen in den Arealflächen, die für das gegenüber der Basis der 1980er-Jahre um 33 ha größere Gesamteinzugs-

gebiet kaum ins Gewicht fallen. Größere Veränderung weisen der Schönbach mit einer Verminderung um 300 ha (minus 26%) und das Resteinzugsgebiet mit plus 358 Hektar (+25%) auf (Tab. 3.8). Um die Frachtberechnungen der beiden Zuflussuntersuchungen vergleichbar zu machen, wurden diese Basisdaten

für die Berechnungen zu Grunde gelegt. Daraus sind allfällige Differenzen zu den Ergebnissen aus 1981/82 erklärbar.

Im Untersuchungszeitraum 1981/82 wurden über die fünf wesentlichen Zuflüsse zum Wallersee, das Resteinzugsgebiet und den Niederschlag (Tab. 3.8, Abb. 3.14) 9.150 kg Gesamtphosphor eingetragen (Abb. 3.15). Mit 2.400 kg war der Wenger Bach, der mit knapp 27 km<sup>2</sup> rund 24% des Gesamteinzugsge-

bietes entwässert, der Hauptlieferant, gefolgt vom Wallerbach mit 1.900 kg und dem Henndorfer Bach mit 1.800 kg. Das Resteinzugsgebiet lieferte 1.230 kg. Flächenspezifisch lag der Austrag bei 0,83 Kilogramm pro Hektar und Jahr (Tab. 3.9). Der Austrag aus den einzelnen Einzugsgebieten der Zubringer bewegte sich zwischen 0,6 kg/ha\*a für den Wallerbach und 1,4 kg/ha\*a für den Schlachterbach, dessen Oberlauf der Kraimooser Bach ist.

Tab. 3.8: Einzugsgebiete der Wallerseezubringer (nach Datenbasis WIS)

EZ-Nr.	Gewässer	ha	% von Σ EZ	Abweichung zu 1986 <sup>1)</sup> (ha)	Abweichung zu 1986 <sup>1)</sup> in %
1	Wenger Bach	2654,4	24,2	13,3	0,5
2	Schönbach	1166,8	10,6	-300,5	-25,8
3	Waller Bach	3091,7	28,1	99,7	3,2
4	Henndorfer Bach	1548,3	14,1	-98,9	-6,4
5	Schlachterbach	5,02	4,6	-14,9	-3,0
6	Resteinzugsgebiet	1439,2	13,1	357,7	24,9
	See (=Niederschlag)	586,5	5,3	-23,5	-4,0
	<b>Gesamt</b>	<b>10988,7</b>		<b>32,9</b>	<b>0,3</b>

<sup>1)</sup> PRODINGER 1986

Im Freiwasser des Wallersees ergaben die aktuellen Messungen eine zeitlich und räumlich gewichtete Durchschnittskonzentration von 0,0293 mg/l. Die nach dem Modell von LARSEN & MERCIER (1976) berechnete zu erwartende Konzentration von

0,0290 mg/l Gesamtphosphor stimmt damit erstaunlicher Weise exakt überein. Die Grenze zum „mäßigen Zustand“ von 0,021 mg/l wurde damit deutlich überschritten. Entsprechend der Trophieskala war der See eutroph.

Tab. 3.9: Gesamtphosphorbilanzen für den Wallersee 1981/81 und 1998/99

Gewässer	EZ-Nr.	EZ km <sup>2</sup>	1981 / 1982		1998 / 1999		Veränderung zu 1981/82		
			Eintrag (kg)	kg/ha-Jahr	Eintrag (kg)	kg/ha-Jahr	Eintrag Diff (kg)	kg/ha-Jahr	Δ %
Egelsee <sup>1)</sup>		3,2	965	3,02	351	1,1	-614	-1,92	-64
Wenger Bach	1	26,54	2 400	0,9	590	0,22	-1 810	-0,68	-75
Schönbach	2	11,67	800	0,69	491	0,42	-309	-0,27	-39
Wallerbach	3	30,92	1 900	0,61	741	0,24	-1 159	-0,37	-61
Henndorfer Bach	4	15,48	1 800	1,16	823	0,53	-977	-0,63	-54
Schlachterbach	5	5,02	700	1,4	138	0,27	-562	-1,12	-80
Resteinzugsgebiet	6	14,39	1 230	0,85	386	0,27	-844	-0,59	-69
Niederschlag		5,87	320	0,55	372	0,63	52	0,09	+16
<b>Summe</b>		<b>109,56</b>	<b>9 150</b>	<b>0,83</b>	<b>3 541</b>	<b>0,32</b>	<b>-5 609</b>	<b>-0,51</b>	<b>-61</b>
Fischach (=Austrag)			3 100		1 425		-1 675		
Seerückhalt			6 050		2 116		-3 934		
Rückhalt in %			66		60				

<sup>1)</sup> 12% des Einzugsgebiets des Wenger Bachs

Die Wiederholungsuntersuchung 1998/99 wies die Wirkung der getroffenen Maßnahmen zur Verringerung des Nährstoffeintrages auch für den Wallersee eindeutig nach. Mit rund 3.541 kg/a wurde 61% weniger Gesamtphosphor in den Wallersee transportiert (Abb. 3.15), Tab. 3.9). Die absoluten Mengen lagen zwischen 823 kg aus dem Henndorfer Bach und 138 kg aus dem Schlachterbach. Der flächenspezifische

Eintrag des gesamten Einzugsgebietes ging von 0,83 kg/ha\*a auf 0,32 kg/ha\*a zurück. Den deutlichsten Rückgang von 80% auf 0,27 kg/ha\*a betraf den Schlachterbach. Den geringsten Eintrag lieferte der Wenger Bach mit 0,22 kg/ha\*a (Abb. 3.16). Durch den insgesamt geringeren Phosphoreintrag in den Wallersee verringerte sich die im See verbleibende Phosphormenge von 6.050 kg um 3.934 kg auf

1.980 kg. Die gemessene, zeitlich gewichtete Durchschnittskonzentration im See lag bei 0,0177 mg/l, was doch deutlich höher war, als der nach dem Modell von LARSEN & MERCIER (1976) prognostizierte See-mittelwert von 0,0136 mg/l.

Obwohl mit der Jahreszufuhr von 3.541 kg Gesamtphosphor die Grenze von 3.019 kg zum mäßigen Zustand überschritten wurde, war der Wallersee 1998/1999 mit dem Jahresmittelwert von 0,0177 mg/l im chemisch guten Zustand. Er lag damit im Bereich der Mesotrophie. Um den oligotrophen Referenzwert von 0,008 mg/l zu erreichen, dürften nach dem Modell von VOLLENWEIDER nur rund 1.760 kg Gesamtphosphor in den See gelangen (s. Tab. 3.6). Bereits seit 1993 weist der Wallersee den in der WRRL geforderten „Guten Zustand“ auf.

Zwischen März 2012 und Mai 2013 erfolgte durch den Gewässerschutz des Landes eine weitere Untersuchung des Nährstoffeintrags in den Wallersee (LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ 2015). Mehrere Starkniederschlagsereignisse wirkten sich auf die eingetragenen Phosphormengen, nicht jedoch die

Stickstofffrachten aus. Gegenüber den Ergebnissen aus 1998/99 wurde mit 4.368 kg um 827 kg bzw. um 23% mehr Gesamtphosphor als 1998/99 eingetragen (Tab. 3.6). Diese Menge sollte nach dem Berechnungsmodell ausreichend sein, um im See eine höhere Phosphorkonzentration von 0,021 mg/l und damit einen mäßigen Gewässerzustand zu verursachen. Trotz dieser hohen Fracht wäre nach LARSEN & MERCIER (1976) im See eine Phosphorkonzentration von 0,0164 mg/l zu erwarten gewesen. Gemessen wurden 0,0176 mg/l Gesamtphosphor, womit diese Konzentration im Wesentlichen eingetreten ist (Tab. 3.7). Der See befand sich damit im mesotrophen Bereich. Da der Großteil des Gesamtphosphors in partikulärer Form in den See gelangt, die einerseits für die Algen als Nährstoff schwer zugänglich ist und andererseits durch Sedimentation rasch aus dem Produktionsbereich entfernt wird, konnte eine Zunahme des gelösten und demnach leichter verfügbaren Anteils, nicht beobachtet werden (Abb. 3.7). Eine Zunahme der Algenbiomasse trat ebenfalls nicht ein (Abb. 3.38 und Abb. 3.47).

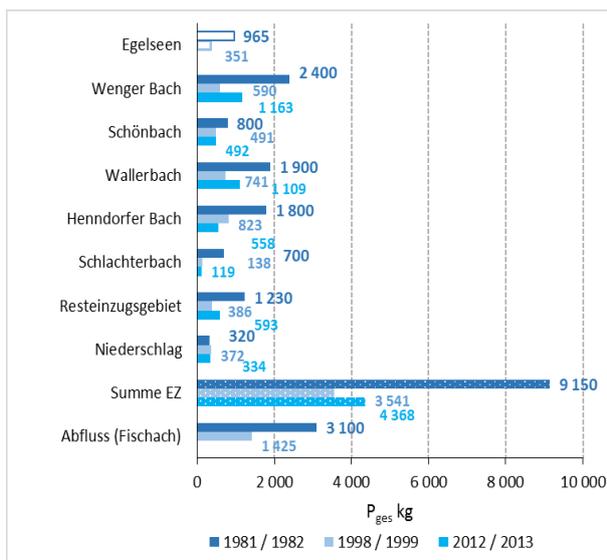


Abb. 3.15: Frachten des Gesamtphosphors (kg/a) der einzelnen Zuflüsse zum Wallersee und des Abflusses (Fischach). Das Entwässerungsgebiet der Egelseen ist ein Teileinzugsgebiet des Wenger Baches.

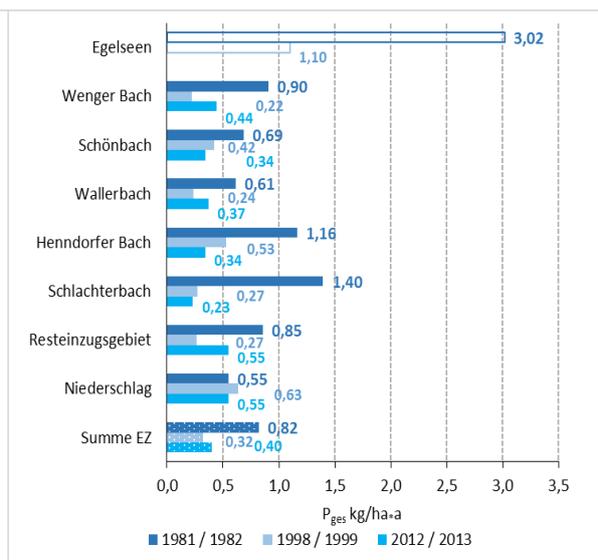


Abb. 3.16: Flächenspezifische Frachten des Gesamtphosphors (kg/ha\*a) der Wallersee Einzugsgebiete

In Tabelle 3.9 und in Abbildung 3.15 sind zusätzlich die Einträge aus dem Egelseen Einzugsgebiet dargestellt. Mit 320 ha bzw. 12% der Anteil an der Entwässerungsfläche des Wenger Baches relativ gering, der Anteil an der Phosphorfracht erheblich. Die Phosphorfracht aus den vorwiegend als Grünland bewirtschafteten Flächen betrug 965 kg/Jahr nach den Aufnahmen 1981/82. Der flächenspezifische Eintrag von 3,02 kg/ha\*a war der höchste Wert aller Einzugsgebiete. Eine intensive Untersuchung über den

Nährstoffeintrag in die Egelseen im Jahr 1991 durch das Paracelsus Forschungsinstitut (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1992, HASLAUER & HASLAUER 1993) wies bereits damals auf einen deutlichen Rückgang der Nährstofffrachten hin. Die Untersuchungen von 1998/99 ergaben einen Rückgang des Eintrages auf 351 kg Gesamtphosphor bzw. 1,10 kg/ha\*a, was einer Verringerung von 64% gegenüber 1981/82 entspricht.

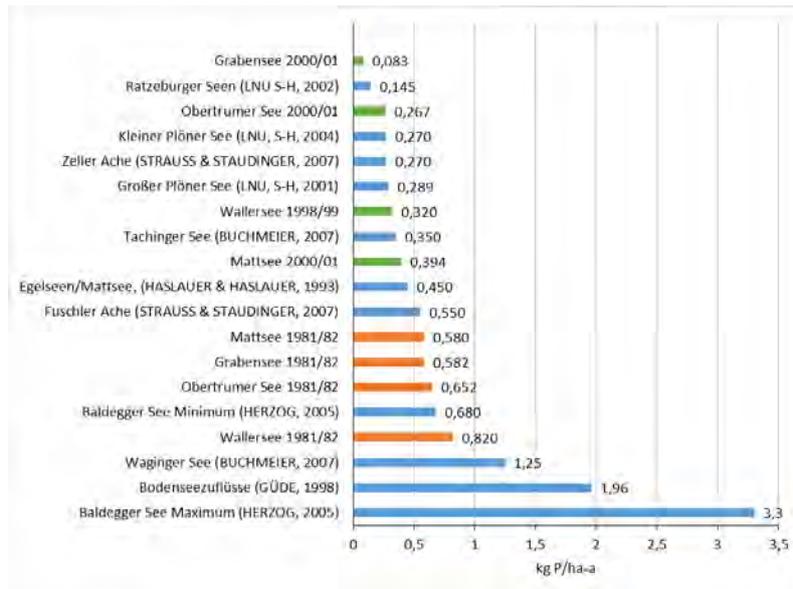


Abb. 3.17: Flächenspezifischer Phosphoreintrag (kg P/ha-a) in verschiedene Seen. Vorlandseen 1981/82 (orange) und 1998/99 bzw. 2000/01 (grün)

Die deutliche Verbesserung des Gewässerzustandes der Vorlandseen im Vergleich mit anderen Seen wird aus Abbildung 3.17 ersichtlich. 1981/82 war der Eintrag zwischen 0,580 und 0,820 kg/ha-a noch relativ hoch. Durch die Eliminierung der punktuellen Phosphoremissionen, der fortschreitend kanaltechnischen Sanierung des Siedlungsgebietes und die Düngebeschränkungen verringerten sich die flächenspezifischen Phosphorfrachten deutlich auf Werte zwischen 0,083 kg Phosphor pro Hektar und Jahr aus dem Einzugsgebiet des Grabensees und 0,394 kg/ha-a aus dem Entwässerungsgebiet des Mattsees. Der sehr niedrige Wert für den Grabensee resultiert daraus, dass aus dem Obertrumer See über die Aag als Hauptzufluss Wasser mit geringem Phosphorgehalt zuströmt. Der See ist gleichsam die Nachklärung für den Obertrumer See. Die relativ geringe Rückgang der Fracht aus dem Einzugsgebiet des Mattsees ist durch das kleine Einzugsgebiet erklärbar

und das Auflässen der in die Weyerbucht emittierenden nicht mehr dem Stand der Technik entsprechenden Kläranlage.

Die Exportkoeffizienten entsprechen weitgehend den Beobachtungen aus Literaturangaben (LNU S-H 2001, 2002, 2004, BUCHMEIER 2007a und b, STRAUSS & STAUDINGER 2007, RASCHBACHER & DIEPOLDER 2009) entsprechend der Bodennutzung der Einzugsgebiete. Es überwiegen Grünland bzw. landwirtschaftliche Nutzung zwischen 44% (Mattsee) und 66% (Grabensee) und Wald zwischen 14% (Grabensee) und 26% (Wallersee) (BAW 2010). Von der Lage und dem Typ vergleichbar wäre z. B. der Baldegger See (STADELMANN et al. 2002, HERZOG 2005), in dessen Einzugsgebiet intensive Gülledüngung durch die Schweinemast erfolgt. Mit maximal 3,3 kg pro Hektar und Jahr erreicht der Exportkoeffizient etwa das Zehnfache der Vorlandseen.

### 3.1.3 Stickstoff

In Tabelle 3.10 sind überblicksmäßig die Maxima, Minima sowie die Mittelwerte der Stickstofffraktio-

nen aus dem Gesamtumfang aller Einzeldaten aus den Vorlandseen gelistet.

Tabelle 3.10: Wertebereich der Stickstofffraktionen in den Vorlandseen

#### 3.11.1 Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N, mg/l)

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	0,453	0,652	1,593	0,760	1,569
Mittelwert	0,191	0,145	0,403	0,234	0,678
Minimum	0,008	0,004	0,000	0,007	0,005
Median	0,190	0,140	0,420	0,181	0,700

#### 3.10.2 Nitrit-Stickstoff (NO<sub>2</sub>-N, mg/l)

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	0,0290	0,0170	0,1700	0,0770	0,1060
Mittelwert	0,0041	0,0044	0,0080	0,0077	0,0100
Minimum	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005
Median	0,0040	0,0050	0,0050	0,0050	0,0080

#### 3.10.3 Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N; mg/l)

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	1,1250	3,2710	2,3500	4,9150	1,3580
Mittelwert	0,0385	0,1713	0,1338	0,3074	0,0742
Minimum	0,0012	0,0004	0,0000	0,0020	0,0003
Median	0,0190	0,0250	0,0332	0,0615	0,0220

#### 3.1.3.1 Trumer Seen

Der Stickstoff ist im Gegensatz zum Phosphor durch Niederschläge aus dem Erdreich leicht mobilisierbar und wird entsprechend dem Abflussregime über die Zuflüsse in die Seen eingetragen und dort als Nitrat-Stickstoff nachgewiesen. Im Zuge des Abbaus der im See autochthon gebildeten oder eingetragenen organischen Substanzen nimmt der Anteil des Ammonium-Stickstoffs in Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs mit der Dauer der sommerlichen Stagnationsphase zu. Diese Jahresperiodizität ist im Grabensee am deutlichsten erkennbar (Abb. 3.21). Der Nitrit-Stickstoff als Zwischenprodukt des Abbaus organischer Stoffe ist Konzentrations- und mengenmäßig in den Seen vernachlässigbar.

Die Zeitreihe der Jahresmittel (Abb. 3.14) zeigt, dass die Konzentrationen des anorganischen Stickstoffs, der Summe von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff, in den Vorlandseen mit Ausnahme des Grabensees bis Mitte der 1990er-Jahre zunehmen. Die höchsten Werte und der stärkste Anstieg, der wie der gesamte Verlauf unregelmäßig erfolgt, wurden im **Wallersee** nachgewiesen, wo im Jahr 1997 das Maximum etwas mehr als 1 mg/l erreicht.

Die Jahresmittelwerte des Stickstoffs im **Obertrumer See** bis 1976 sind wegen der unterschiedlichen Entnahmefrequenz mit den folgenden Daten nicht unbe-

dingt vergleichbar. Auch hier ist statistisch bis Mitte der 1990er-Jahre ein unregelmäßiger Anstieg der Konzentrationen zu beobachten. Als Höchstwert wurden 1996 etwas mehr als 0,7 mg Stickstoff pro Liter gemessen. Dem anschließenden Rückgang bis 2001 folgte bis 2006 eine stetige niederschlagsbedingte Zunahme auf rund 0,7 mg/l. Es erfolgt eine rasche Abnahme mit anschließender Verflachung bis 2013 auf 0,3 mg N pro Liter. Damit liegen die aktuellen Werte unter der Konzentration von rund 0,6 mg/l aus dem August 1940, der als Referenzdatum betrachtet werden kann.

Im Gegensatz zu den besprochenen Seen erfolgte die Abnahme des Gesamtstickstoffs im **Grabensee** bereits ab Ende der 1970er-Jahre mit unregelmäßiger Abfolge von Zu- und Abnahmephase. Als Höchstwert wurden 1979 0,8 mg Stickstoff nachgewiesen. Der „Normalwert“ liegt etwa zwischen 0,3 bis 0,4 mg/l.

Die geringste Schwankungsbreite weist der **Mattsee** auf. Bis Ende 1990er-Jahre war tendenziell eine leichte Zunahme auf 0,3 mg Gesamtstickstoff pro Liter zu bemerken, anschließend ein rascher Rückgang auf Konzentrationen unter 0,2 mg/l.

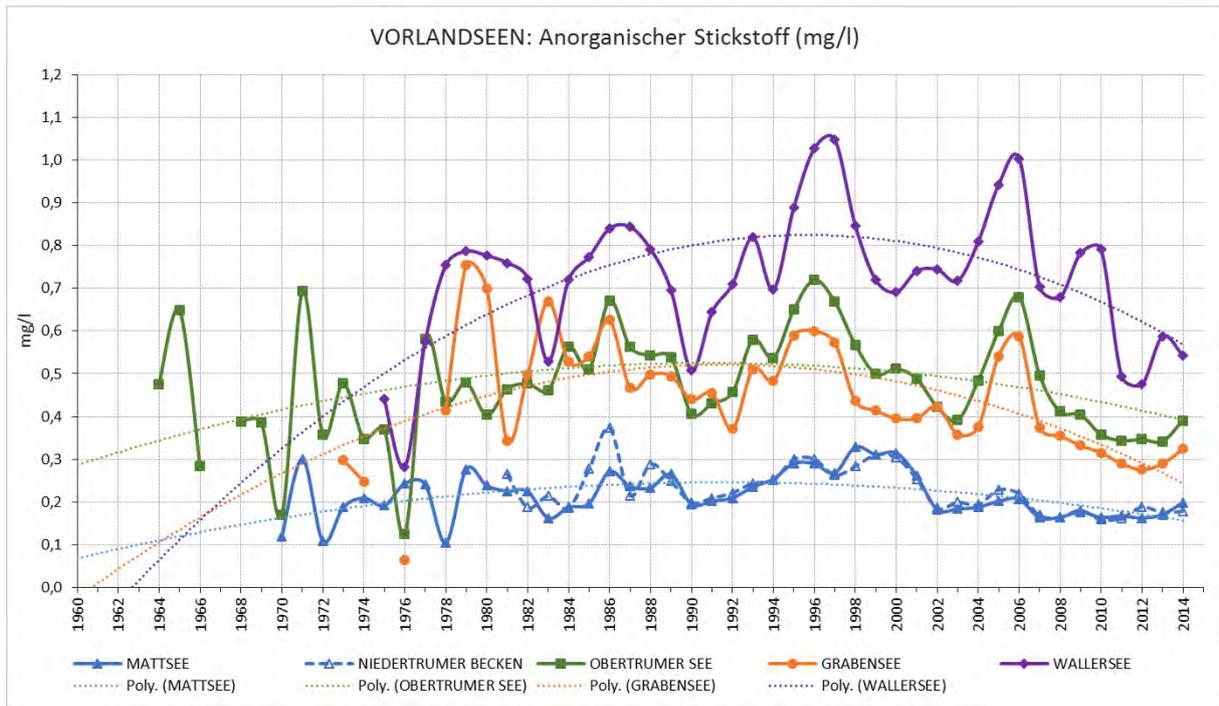


Abb. 3.18: Jahresmittelwerte des anorganischen Stickstoffs (mg/l) in den Vorlandseen

Die abnehmende Verfügbarkeit von Phosphor bedingt einen geringeren Aufbau von Algenbiomasse und in der Folge einen niedrigeren Sauerstoffverbrauch bei deren Abbau. Damit verschieben sich die Anteile der N-Fractionen des anorganischen Stick-

stoffs vom Ammonium-Stickstoff in Richtung eines höheren Nitratanteils. Dieser Wechsel ist in allen vier Seen zu beobachten, am intensivsten im Grabensee (s. Abbildungen 3.20 bis 3.26).

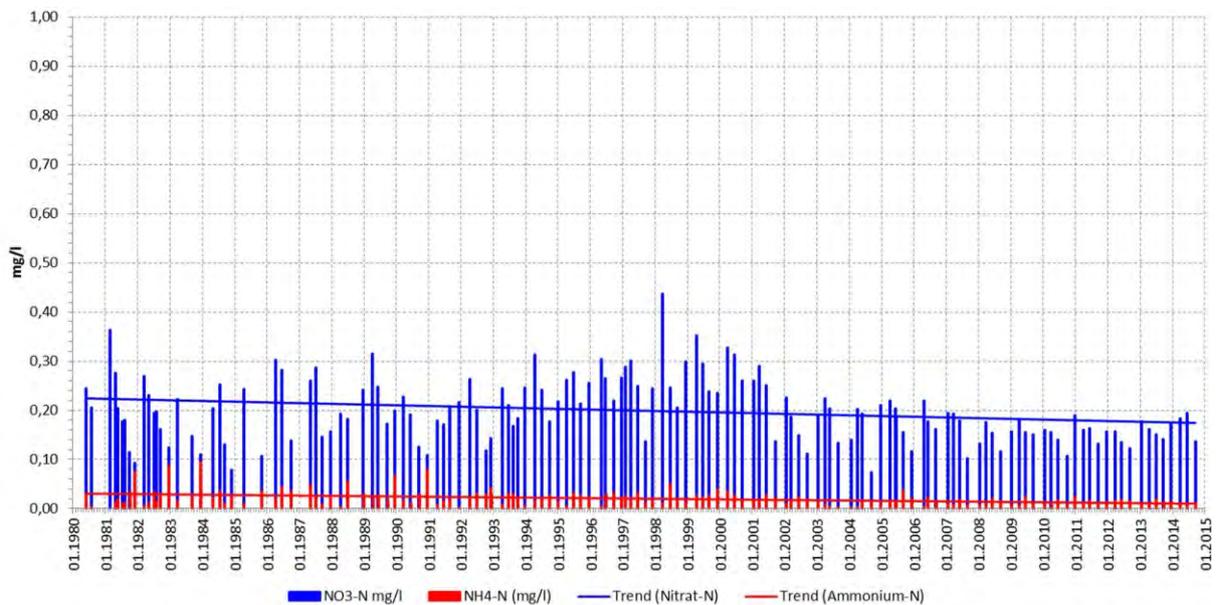


Abb. 3.19: Volumengewichtete Tagesmittelwerte des Nitrat- und Ammoniumstickstoffs (mg/l) im Mattsee

Die niedrigsten Stickstoffkonzentrationen finden sich im **Mattsee**. Bis 1998 nimmt der anorganische Stickstoff auf das Maximum von 0,33 mg N leicht zu und pendelt sich ab 2004 um 0,2 mg/l ein (Abb. 3.20). Nitratstickstoff bildet den überwiegenden Anteil. Das

Ammonium ist meist recht niedrig, erreicht aber trotzdem fallweise in Tagesmittelwerten deutliche Anteile (Abb. 3.19). Die Eutrophierung des Sees macht sich durch höhere Konzentrationen bzw. höhere Prozentanteile bis etwa 1990 bemerkbar.

Dieser schwankt in diesem Zeitabschnitt stark und liegt zwischen 6 und 50%. Ob der weitere, eher geringe Rückgang des Ammoniums bei gleichzeitig

merklicher Zunahme des Nitrat-Stickstoffs bis 2000 die Auswirkung der Düngebeschränkung ist, kann nicht dezidiert nachgewiesen werden.

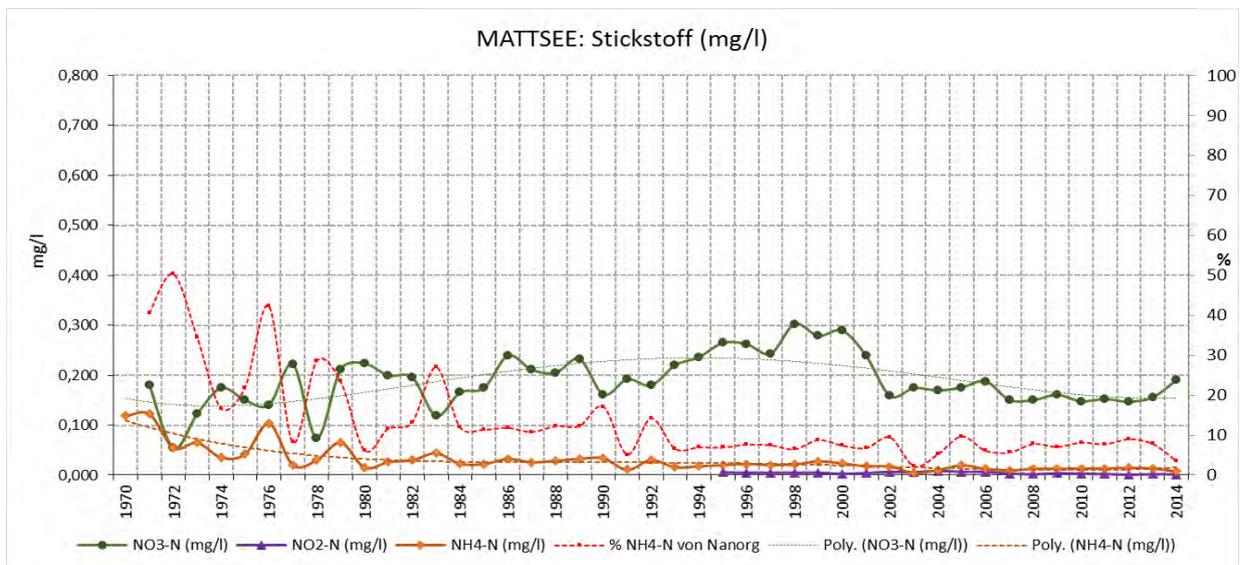


Abb. 3.20: Jahresmittelwerte der Stickstofffraktionen (mg/l) im Mattsee

Im von der Eutrophierung am meisten betroffenen **Obertrumer See** mit massiven Algenmassenentwicklungen erreichte die höchste mittlere Jahreskonzentration rund 0,40 mg NH<sub>4</sub>-N pro Liter. In unregelmä-

ßiger Abfolge von Ab- und Zunahme lag das letzte Hoch 1983 bei 0,2 mg/l. Im Anschluss daran nähern sich die Konzentrationen den für den Seentyp charakteristischen niedrigen Werten (Abb. 3.22).

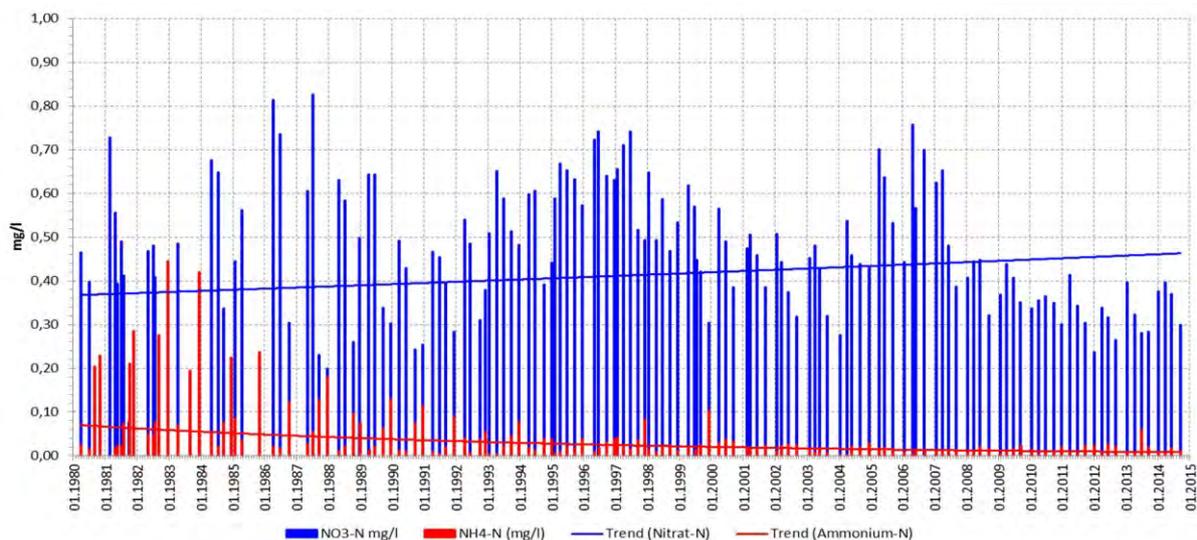


Abb. 3.21: Volumsgewichtete Tagesmittelwerte des Nitrat- und Ammoniumstickstoffs (mg/l) im Obertrumer See

Bis 1986 überzog im volumsgewichteten Tagesmittel während der sommerlichen Stagnation durch die Akkumulation im Hypolimnion der Ammoniumstickstoff die N-Fractionen, was ab diesem Datum nicht mehr eintrat (Abb. 3.21). Die Ammonium-Stickstoffkonzentrationen der Monate August und September sind mit dem Referenzdatum August 1940 mit

0,04 mg/l ab 1990 vergleichbar, was als weiteres Indiz für das Erreichen des Referenzzustandes des Sees gewertet werden kann. Der prozentuelle NH<sub>4</sub>-N-Anteil erreichte 1968 maximal 83% des anorganischen Stickstoffs. Ab 1991 liegt er zwischen 2 und 7% (Abb. 3.22).

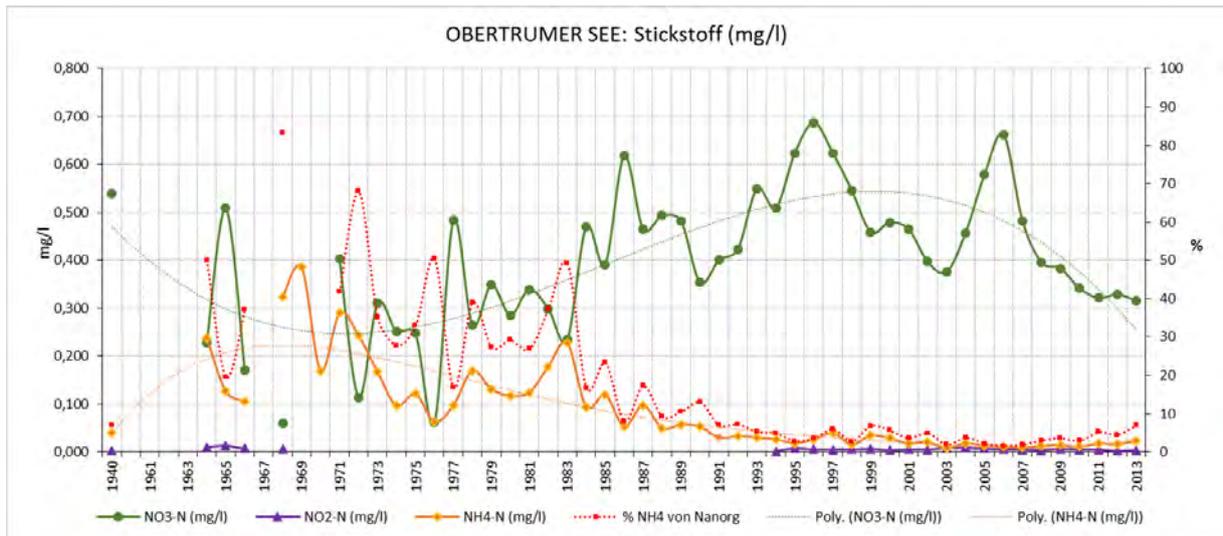


Abb. 3.22: Jahresmittelwerte der Stickstofffraktionen (mg/l) im Obertrumer See

Der Grabensee weist im Stoffumsatz eine hohe Dynamik auf, die sich in hohem Maß im Antagonismus zwischen Nitrat- und Ammoniumstickstoff äußert. Das infolge der Frühjahrszirkulation angereicherte Nitrat wird in der euphotischen Zone durch den Aufbau der autochthonen Algenbiomasse fallweise bis zur Nachweisgrenze gezehrt. Der für den aeroben Abbau nötige Sauerstoffvorrat der überwiegend aus dem Obertrumer See eingetragenene Algenbiomasse

ist wegen des geringen Volumens des Grabensees rasch aufgebraucht. Deswegen kommt es mit Fortdauer der Sommerstagnation durch die Abbauvorgänge im Hypolimnion infolge der Verknappung des Sauerstoffs zur Denitrifizierung und somit zur Anreicherung des Ammonium-Stickstoffs. Einzelwerte bis zu knapp 5 mg/l wurden in der Tiefe beobachtet. Aus Abbildung 3.23 ist diese sägezahnähnliche Jahresperiodizität deutlich ersichtlich.

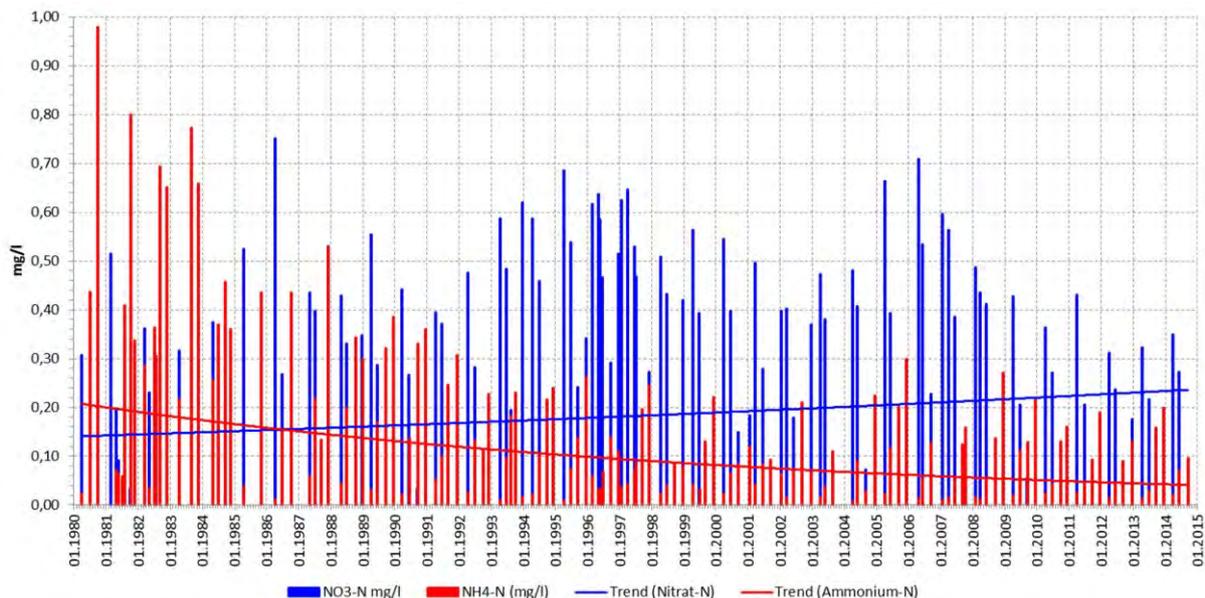


Abb. 3.23: Volumengewichtete Tagesmittelwerte des Nitrat- und Ammoniumstickstoffs (mg/l) im Grabensee

Bis Mitte der 1980er-Jahre bildete der Ammonium-Stickstoff mit Jahresmittelwerten bis zu 0,6 mg/l (Abb. 3.24) den Hauptanteil am anorganischen Stickstoff. Mit der Verbesserung des limnologischen Zustandes des Grabensees nimmt der Nitrat-Stickstoff zu, sodass ab Mitte der 1980er-Jahre im Jahresmittel immer mehr Nitrat- als Ammonium-Stickstoff vor-

handen ist. Der prozentuelle Anteil des Ammoniums nimmt dabei von 90% zu Beginn der 1970er-Jahre unregelmäßig bis Mitte der 1990er-Jahre ab. Er bleibt in der Folge mit Werten zwischen 10 bis 40%, im Durchschnitt 28%, im Vergleich mit den anderen Vorlandseen hoch.

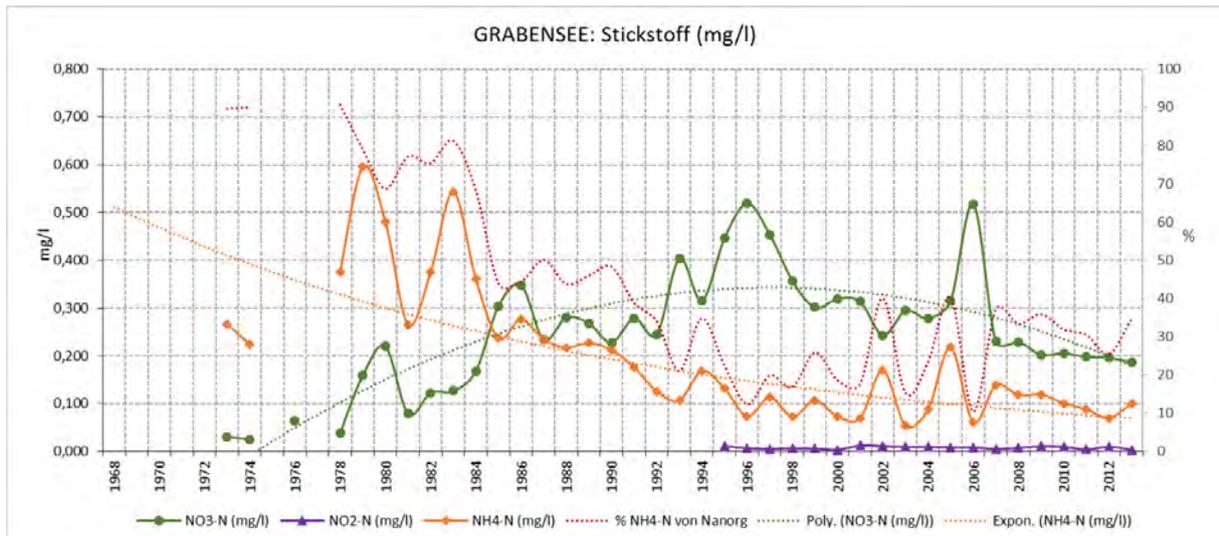


Abb. 3.24: Jahresmittelwerte der Stickstofffraktionen (mg/l) im Grabensee

### 3.1.3.2 Wallersee

Den höchsten Gehalt der Vorlandseen an anorganischem Stickstoff hat der Wallersee (Abb. 3.26), der mehrheitlich als Nitrat-Stickstoff vorliegt. Die volumsgewichteten Tagesmittelwerte liegen zwischen 0,3 und 1,6 mg/l.

Wie aus Abbildung 2.24 ersichtlich nimmt der Jahresmittelwert an Nitrat generell bis 1997 zu. Der

Anstieg wird immer wieder durch längere Abnahmeperioden unterbrochen. Das Maximum von rund 1 mg Nitratstickstoff pro Liter wird Ende der 1990er-Jahre erreicht. Der bisherige Verlauf des Konzentrationsrückgangs verläuft genauso unregelmäßig wie die Zunahme.

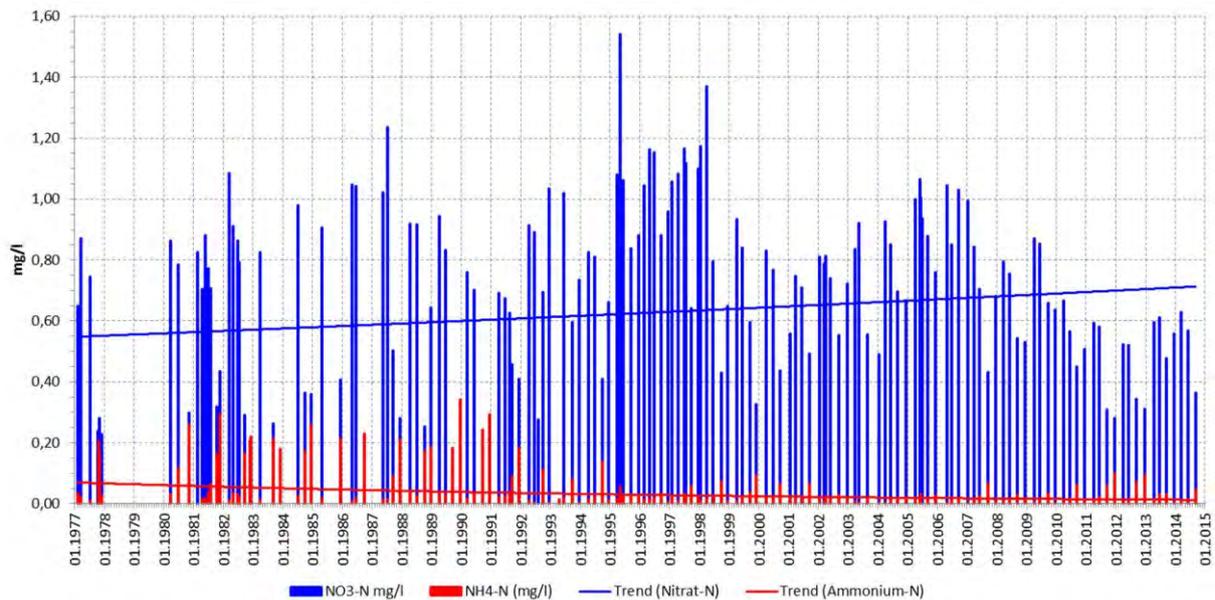


Abb. 3.25: Volumsgewichtete Tagesmittelwerte des Nitrat- und Ammoniumstickstoffs (mg/l) im Wallersee

Antagonistisch zum Nitrat verlaufen die Konzentrationen des Ammonium-Stickstoffs in regelmäßigen jahreszeitlichen Schwankungen mit niedrigen Werten im Frühjahr und hohen am Ende der sommerlichen Stagnation. Während der eutrophen Phase des Sees ist die mittlere Tageskonzentration des Ammoniums deutlich höher als das Nitrat (Abb. 3.25).

Maximal lag der Anteil des Ammonium-Stickstoffs bei 77%. Im Jahresmittel variieren die Konzentrationen bis 1990 zwischen weniger als 0,1 mg/l NH<sub>4</sub>-N und rund 0,3 mg/l mit leicht abnehmender bzw. gleichbleibender Tendenz. Prozentuell entspricht das einem Anteil zwischen 10 und 30%. Offensichtlich durch die Düngebeschränkung im Einzugsgebiet nimmt der Gehalt des Ammoniums auf Jahresmittel-

werte auf durchschnittlich 0,03 mg/l weiter ab (Abb. 3.26). Lag der prozentuelle Anteil bis 1990 bei maximal annähernden 50%, so schwankte er an-

schließend zwischen 1 und 11%, bei durchschnittlich 4%.

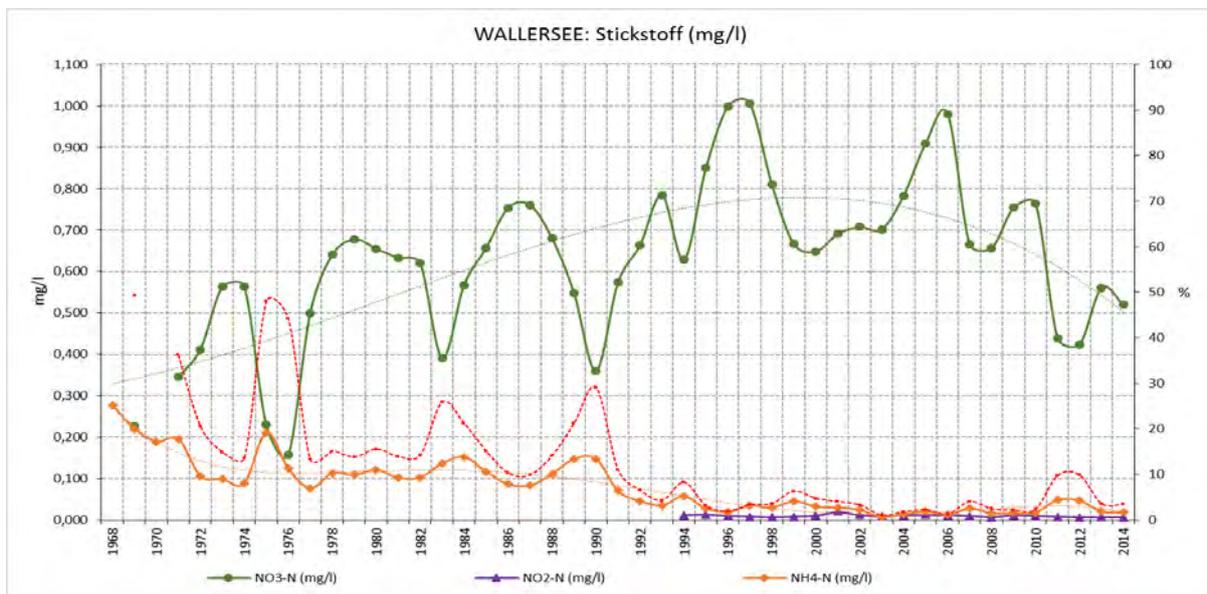


Abb. 3.26: Jahresmittelwerte der Stickstofffraktionen (mg/l) im Wallersee

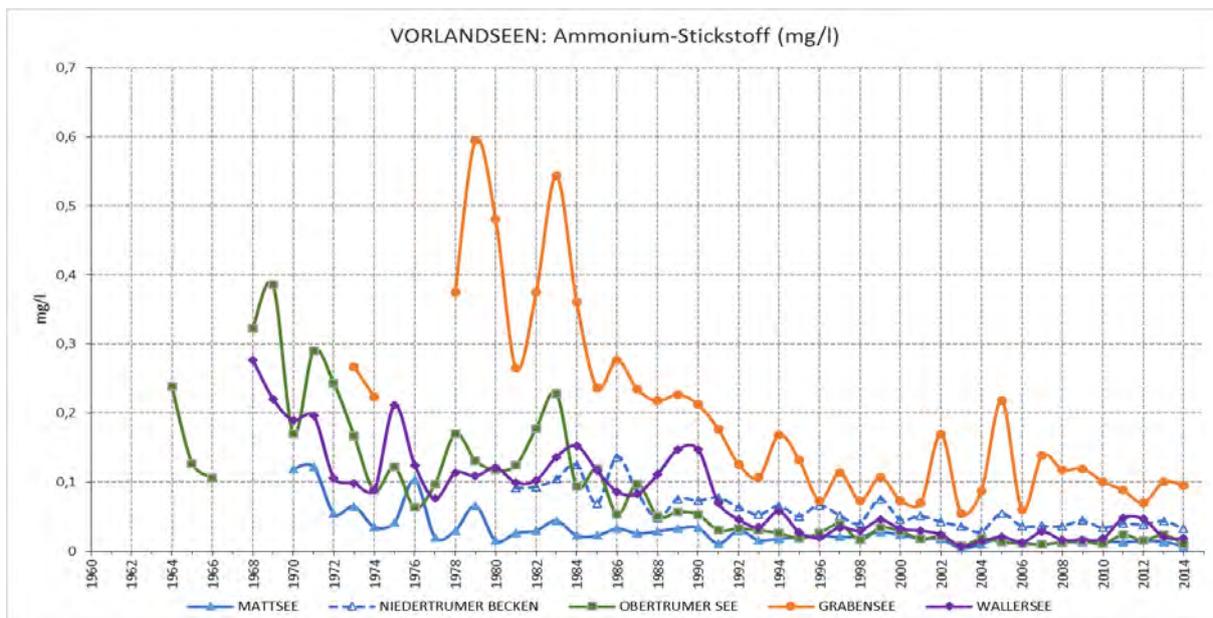


Abb. 3.27: Jahresmittelwerte des Ammoniumstickstoffs (mg/l) in den Vorlandseen

Die unterschiedliche Belastung der einzelnen Vorlandseen durch die Eutrophierung und die Situation der Ammonium-Stickstoffkonzentrationen im Verlauf der Oligotrophierung ist in Abbildung 3.27 bis 2013 für alle See gemeinsam dargestellt.

Der Stickstoff spielt als regulierender Nährstoff für die Primärproduktion eine deutlich geringere Rolle als der Phosphor. Aus dem Verhältnis Stickstoff zu Phosphor lässt sich jedoch indirekt über die daraus ableitbare Bevorzugung von Zeigergruppen des Phy-

toplanktons eine Tendenz ableiten, in welche Richtung sich der See entwickeln kann. Aus Untersuchungen ist nachgewiesen, dass mit zunehmender Eutrophierung der anorganische Stickstoff zum Minimumstoff werden kann. Dadurch steigt die Chance zur Massenentwicklung von eutraphenten Cyanobakterien, von denen verschiedene Arten in der Lage sind, über Heterocysten Luftstickstoff zu fixieren und zu Ammoniumstickstoff zu reduzieren, wozu andere Algen nicht fähig sind. Liegt der Quotient unter 5, ist

Stickstoff limitierend, was Cyanobakterien bevorzugt. Im idealen Bereich zwischen 5 und 12 kann sowohl Stickstoff und Phosphor begrenzend sein. Es kann sich eine sehr artenreiche Phytoplanktongesellschaft

entwickeln. Über diesem Verhältnis liegt ein Stickstoffüberschuss vor, Phosphor ist limitierend (FORSEBERG et al., 1978, ZOBRIST et al., 1990).

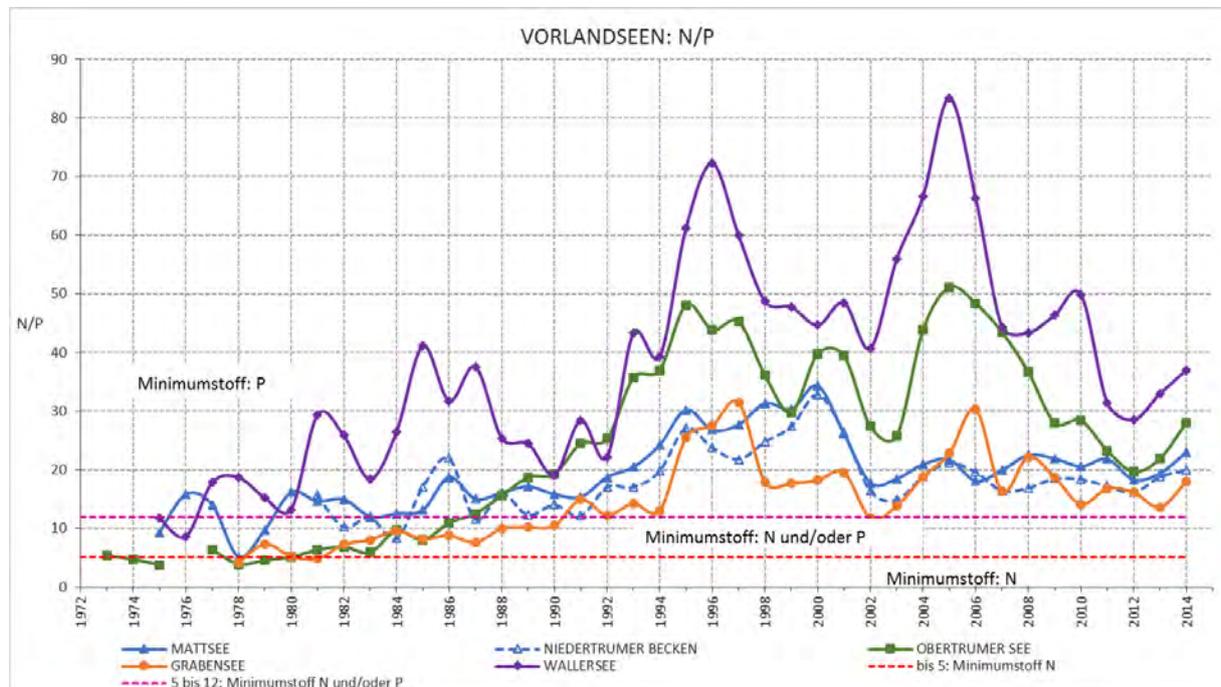


Abb. 3.28:Verhältnis N/P zur Abschätzung des das Algenwachstum limitierenden Nährstoffs in den Vorlandseen

Demnach war im Obertrumer See Stickstoff bis zu Beginn der 1980er-Jahre der limitierende Nährstoff (Abb. 3.28). Es kann angenommen werden, dass dies seit Mitte der 1960er-Jahre der Fall war, da zu diesem Zeitpunkt das Massenaufreten von *Planktothrix rubescens* (CZERNIN-CHUDENITZ 1980) begann. Ab Ende der 1980er-Jahre war immer Phosphor der limitierende Nährstoff.

Im Grabensee kam es Ende der 1970er- bis in die frühen 1980er-Jahre zur Stickstofflimitierung. Die Phase der Begrenzung durch Phosphor und/oder Stickstoff ist bis 1994 feststellbar. Wie der weitere

Verlauf zeigt, ist der Grabensee fallweise nach wie vor an dieser Grenze. Auch im Mattsee konnte in den 1970er-Jahren eine Phosphor- und/oder Stickstofflimitierung festgestellt werden. Wegen der geringen Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen bleibt der Quotient im weiteren Verlauf in einem moderaten Bereich, was auch für den Grabensee gilt.

Im Wallersee begrenzt mit wenigen Ausnahmen Mitte der 1974er-Jahre immer der Phosphor das Algenwachstum. Deshalb waren im Gegensatz zu den Trumer Seen Cyanobakterien im Wallersee nie dominant.

### 3.1.4 Stickstoffbilanz der Vorlandseen

#### 3.1.4.1. Trumer Seen

Zugleich mit dem Phosphor wurde 1981/82 der Stickstoffeintrag in den Wallersee und die Trumer Seen erhoben (JÄGER 1986b). Diese Untersuchungen wurden 1998/99 am Wallersee und 2000/2001 an den Trumer Seen wiederholt.

In der Untersuchungsperiode 2000/01 wurden in die Trumer Seen etwas mehr als 72 Tonnen anorganischer Phosphor eingetragen (Tab. 3.11). Das ist gegenüber 1981/82, als die Stickstofffracht 99,4 Ton-

nen betrug, um rund 27% weniger. Der quantitativ bedeutendste Rückgang von 23 Tonnen betraf den Obertrumer See, was einer Entlastung um 1/3 gegenüber der vorangegangenen Aufnahme entspricht. Die Mattig mit dem größten Einzugsgebiet lieferte mit 9,1 Tonnen klarerweise den meisten Eintrag. Gegenüber früher war die Zufuhr aber um 43% geringer. Den relativ stärksten Rückgang betraf den Angerbaches mit 45%.

Tab. 3.11: Stickstoffbilanzen der Trumer Seen 1981/1982 und 2000/2001

EINZUGSGEBIETE (EZ)	EZ Nr	EZ km <sup>2</sup>	1981 / 1982		2000 / 2001		Veränderung zu 1981/82		
			Eintrag (kg)	kg/ha*a	Eintrag (kg)	kg/ha*a	Eintrag (kg)	kg/ha*a	%
<b>Mattsee (MAT)</b>									
Land zum Mattsee	1	7,6	10 000	13,2	9 220	12,1	-780	-1,0	-8
See (= Niederschlag)		3,6	6 500	18,1	5 993	16,6	-507	-1,4	-8
<b>Summe MAT-Zu</b>		11,2	<b>16 500</b>	<b>14,7</b>	<b>15 214</b>	<b>13,6</b>	<b>-1 286</b>	<b>-1,1</b>	<b>-8</b>
See-Ab (= Johannisbrücke)	1	11,2	2 300		2 429		+129		+6
Retention (%)			86		84				
<b>Obertrumer See (OTS)</b>									
Johannisbrücke	1	11,2	2 300	2,1	2 429	2,2	129	+0,1	+6
Mattig	2	15,3	21 100	13,8	11 950	7,8	-9 150	-6,0	-43
Angerbach (Teufelsgraben)	3	7,7	11 800	15,3	6 475	8,4	-5 325	-6,9	-45
Pfarrgraben	4	4,1	4 600	11,2	2 770	6,8	-1 830	-4,5	-40
Mattseeroider Bach (Rot- schernbach)	5	6,4							
			10 681	16,7	5 944	9,3	-4 737	-7,4	-44
Rest-EZ	6	8,1	13 519	29,9	14 803	18,3	+1 284	-11,6	+10
See (= Niederschlag)		4,74	8 800	18,6	7 887	16,6	-913	-1,9	-10
<b>Summe OTS-Zu</b>		57,5	<b>72 800</b>	<b>12,7</b>	<b>49 830</b>	<b>8,7</b>	<b>-22 970</b>	<b>-4,0</b>	<b>-32</b>
See-Ab (=Aag)		57,6	29 200		16 644		-12 556		
Retention (%)			60		67				
<b>Grabensee (GRS)</b>									
Aag (Abfluss OTS)		57,6	29 200	5,1	16 644	2,9	-12 556	-2,2	-43
Flurnsbach	7	2,1	3 408	16,2	3 393	16,2	-15	-0,1	-0,5
Rest-EZ	8	4,0	6 492	16,2	1 779	4,4	-4 713	-11,8	-73
See (= Niederschlag)		1,3	2 500	19,2	2 167	16,6	-333	-2,6	-13
<b>Summe GRS-Zu</b>		65,0	<b>41 600</b>	<b>6,4</b>	<b>23 983</b>	<b>3,7</b>	<b>-17 617</b>	<b>-2,7</b>	<b>-42</b>
Laimhausmühle		65,0	19 000		18 370		-630		
Retention (%)			54		23				
<b>Trumer Seen (TRS)</b>									
<b>Summe TRS-Zufluss</b>		65,0	<b>99 400</b>	<b>15,3</b>	<b>72 382</b>	<b>11,1</b>	<b>-27 017</b>	<b>-4,2</b>	<b>-27</b>
Trumer Seen Abfluss			19 000		18 370		-630		
Retention (%)			80		75				

Die Verminderung des Eintrages in den Mattsee um 1,3 Tonnen bzw. 8% nimmt sich gegenüber den beiden anderen Seen eher bescheiden aus. Die Stickstofffracht in den Grabensee von rund 24 Tonnen ist um 18 Tonnen bzw. um 27% geringer als 1981/82. Knapp 70% davon werden dem See über die Aag zugeführt. In Abbildung 3.29 sind die Ergebnisse der absoluten Frachten aus beiden Untersuchungen nach den einzelnen Entwässerungsgebieten und in Abbildung 3.31 zusammengefasst in die jeweiligen Seen gegenübergestellt.

Über den flächenspezifischen Stickstoffexport kann der Eintrag vergleichbar gemacht werden. Aus dem gesamten Einzugsgebiet der Seen hat sich die jährliche flächenspezifische Fracht von 15,3 kg auf 11,1 kg pro Hektar verringert (Tab. 3.9 und Abb. 3.32). Dem

geringen Zufluss entsprechend ist der Rückgang von 1,1 kg/ha\*a auf 13,6 kg/ha\*a im Einzugsgebiet des Mattsees in beiden Perioden ziemlich ähnlich. Das Einzugsgebiet des Obertrumer Sees emittierte mit 8,7 kg/ha\*a um 32% weniger als 1981/82 und des Grabensees mit 3,7 kg/ha\*a um 42% weniger. Vergleicht man für den Grabensee unter Weglassen der Fracht aus dem Obertrumer See die Exporte aus dem Flurnsbach und dem Resteinzugsgebiet, so beträgt der Rückgang von 16,2 auf 8,5 kg/ha\*a rund 50%.

Die deutlichsten Rückgänge betreffen die Einzugsgebiete der Zubringer Angerbach, Mattseeroider Bach, Mattig und Pfarrgraben in den Obertrumer See mit Verminderungen zwischen 40 und 45 Prozent (Abb. 3.30).

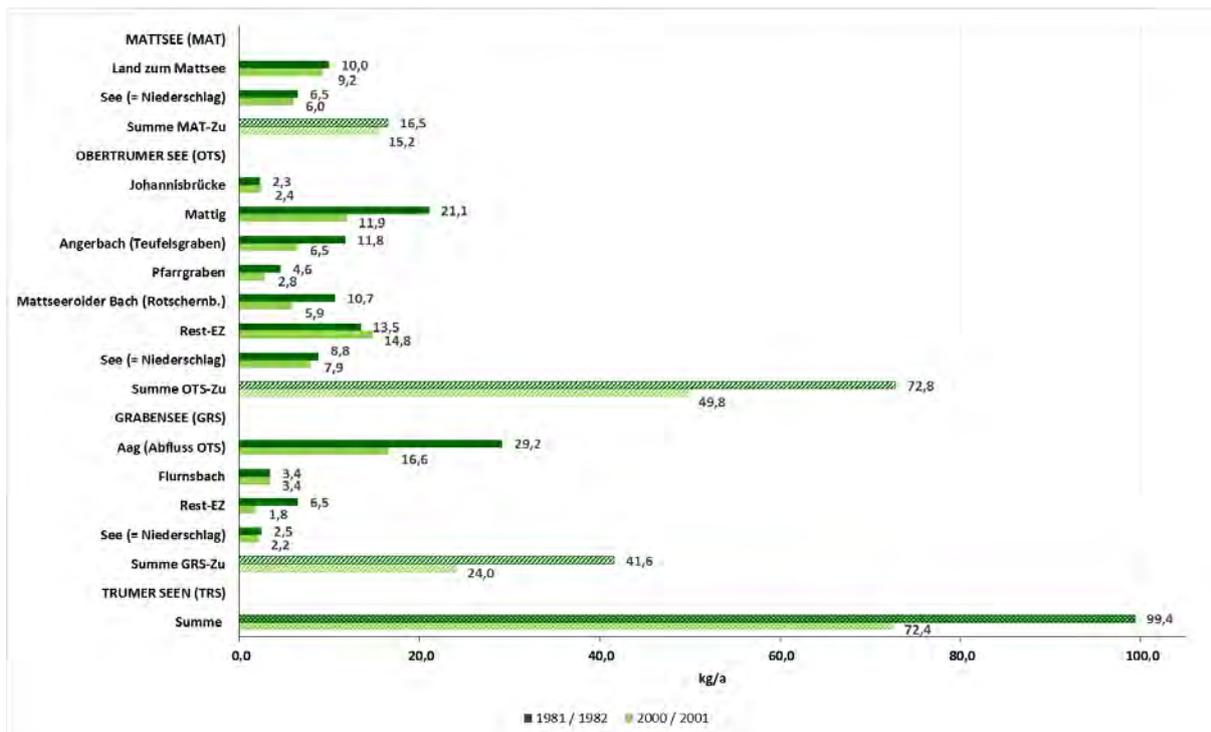


Abb. 3.29: Eintrag von anorganischem Stickstoff (t) in die Trumer Seen nach Einzugsgebieten 1981/82 und 2000/01

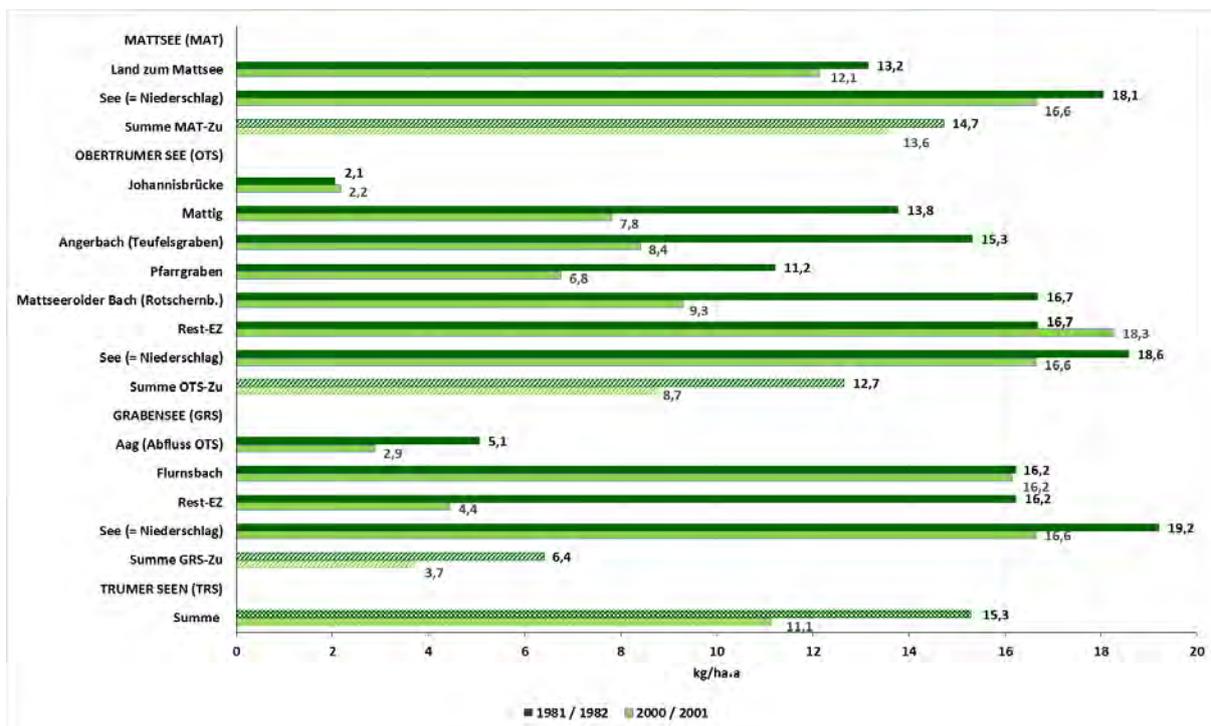


Abb. 3.30: Flächenspezifische Frachten des anorganischen Stickstoffs (kg/ha\*a) aus den einzelnen Einzugsgebieten in die Trumer Seen 1981/82 und 2000/01

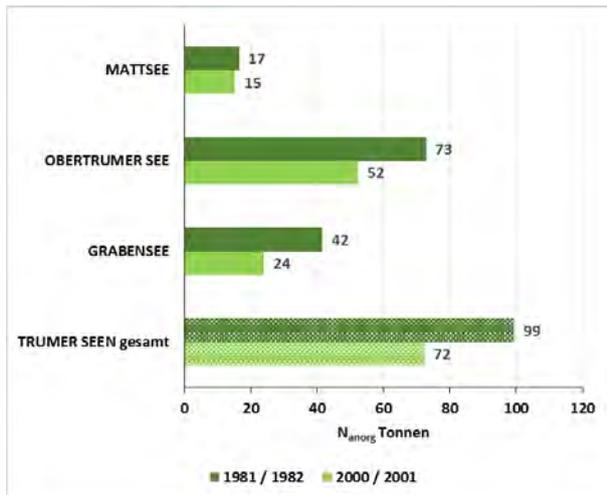


Abb. 3.31: Eintrag von anorganischem Stickstoff (t) in die Trumer Seen 1981/82 und 2000/01

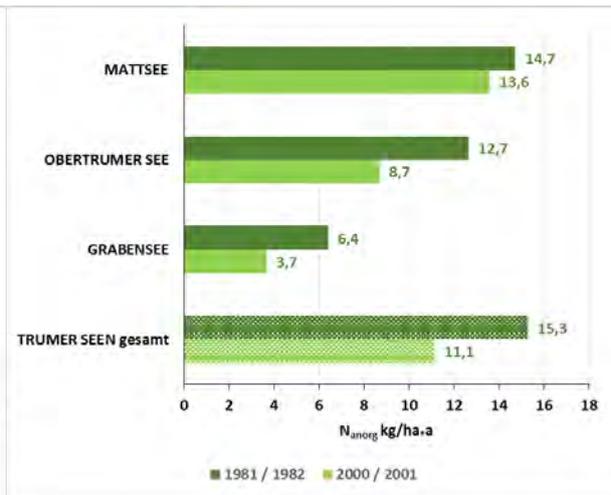


Abb. 3.32: Flächenspezifische Frachten von anorganischem Stickstoff (t/ha\*a) in die Trumer Seen 1981/82 und 2000/01

### 3.1.4.2 Wallersee

Der Stickstoffeintrag in den Wallersee belief sich 1998/99 auf rund 129 Tonnen, um 23,4 Tonnen oder 18% weniger als 1981/82. Die mengenmäßig größte Verminderung war im Schönbach mit 12,5 Tonnen, aus dem nicht beprobaren Resteinzugsgebiet mit 8,6 Tonnen und im Schlachterbach mit 3,1 Tonnen zu verzeichnen (Tab. 3.12, Abb. 3.33). Mit rund 128 Tonnen blieb der Eintrag von anorganischem Stickstoff der Untersuchung von 2012/13 praktisch gleich (LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ 2015).

Nicht zu vernachlässigen sind die direkt über den Niederschlag in die Seen eingetragenen Frachten, die zwischen 7 und 8% des Eintrages ausmachen. Die durchschnittliche Konzentration an der Messstelle Mattsee lag bei 1,3 mg/l mit Spitzen bis 7,4 mg/l, was sich gut in die Werte aus vergleichbaren Gebieten einfügt (WAGNER & BÜHRER 1989, AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1992, HASLAUER & HASLAUER 1993, HERZOG 2005, BOHNER et al., 2007).

Tab. 3.12: Stickstoffbilanzen für den Wallersee 1981/81 und 1998/99

Gewässer	EZ.-Nr.	EZ km <sup>2</sup>	1981 / 1982		1998 / 1999		Veränderung zu 1981/82		
			Eintrag (kg)	kg/ha-Jahr	Eintrag (kg)	kg/ha-Jahr	Eintrag Diff (kg)	kg/ha-Jahr	Δ %
Egelsee <sup>1)</sup>		3,2	9 446	29,5	9 847	30,8	401	1,3	4,2
Wenger Bach	1	26,54	16 800	6,3	17 736	6,7	936	0,4	5,6
Schönbach	2	11,67	43 000	36,8	30 435	26,1	-12 565	-10,8	-29,2
Wallerbach	3	30,92	25 400	8,2	25 903	8,4	503	0,2	2,0
Henndorfer Bach	4	15,48	21 500	13,9	22 066	14,3	566	0,4	2,6
Schlachterbach	5	5,02	6 000	12,0	2 886	5,7	-3 114	-6,2	-51,9
Resteinzugsgebiet	6	14,39	28 400	19,7	19 805	13,8	-8 595	-6,0	-30,3
Niederschlag		5,87	11 300	19,3	10 126	17,3	-1 174	-2,0	-10,4
<b>Summe</b>		109,56	<b>152 400</b>	13,9	128 957	11,8	-23 443	-2,1	-15,4
Fischach (=Austrag)			68 917		73 278		4 361		6,0
Seerückhalt			83 483		45 553		-37 930		
Rückhalt in %			54		35				

<sup>1)</sup> 12% des Einzugsgebiets des Wenger Bachs

Die flächenspezifischen Emissionen (Tab. 3.12, Abb. 3.34) sind mit 5,7 kg/ha\*a aus dem Entwässerungsgebiet des Schlachterbachs und 26,1 kg/ha\*a aus dem Schönbachgebiet sehr unterschiedlich. Auch 1981/82 war der Austrag über den Schönbach 36,8 kg/ha\*a am höchsten. Der intensivste Stickstoff-

austrag erfolgt aus dem Einzugsgebiet der Egelsee. Quantitativ werden aus diesen flächenmäßig 12% des Wallerbacheinzugs pro Jahr rund 10 Tonnen über den Wallerbach in den Wallersee transportiert. Das entspricht 56% der Gesamtfracht dieses Wallerseezubringers. Mit knapp 31 kg/ha\*a ist der flächenspezifische

sche Export ebenso enorm hoch und übertrifft damit den intensiv genutzten Einzugs des Baldegger Sees von 21 kg/ha\*a noch deutlich (HERZOG, 2005). Die spezifische Stickstofffracht für das Gesamteinzugsgebiet inklusive dem Niederschlag auf den See weist mit 11,8 kg/ha\*a eine Verminderung des Eintrages um 2,1 kg bzw. 15,4% gegenüber 1981/82. Trotzdem weist das Ergebnis für den Stickstoffein-

trag, wenn auch nicht so spektakulär, auf den Erfolg der getroffenen Maßnahmen hin, wie das des Phosphors. Da der Anteil der Frachten zu 98% bodenbürtig ist (PEER, 1986, p. 141) und diese Stickstoffquelle nur schwer bzw. kaum zu beeinflusst werden kann, dürfte der Rückgang auf die geringere Düngerausbringung und die Sanierung von punktuellen Stickstoffemissionen zurückzuführen sein.

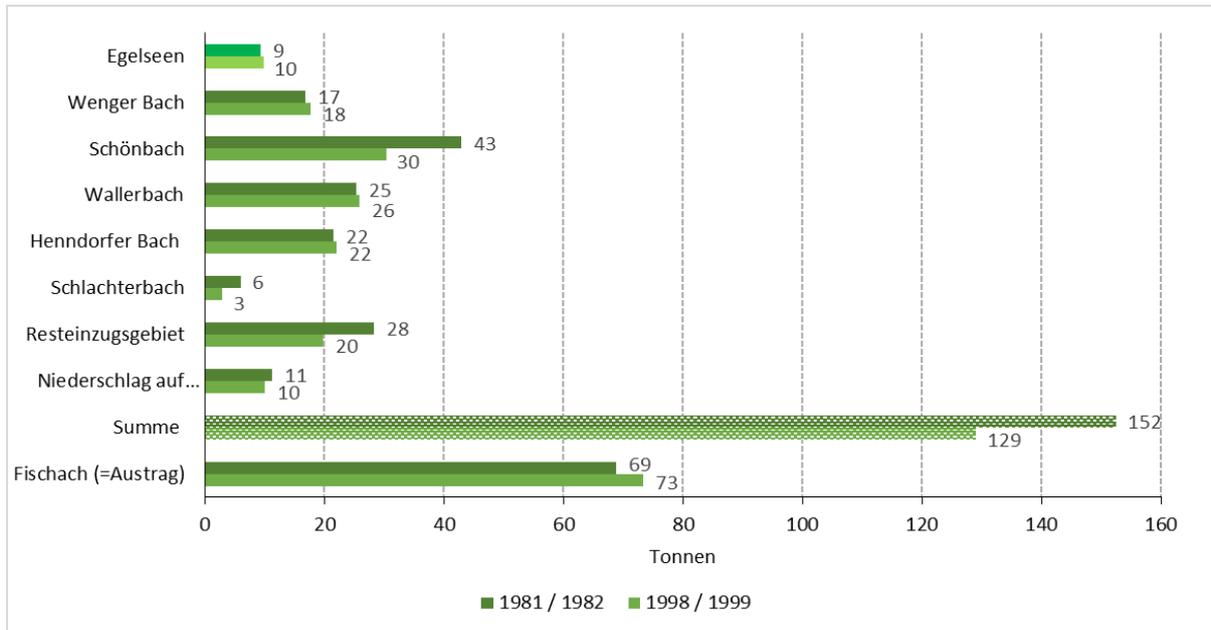


Abb. 3.33: Eintrag von anorganischem Stickstoff (t) in den Wallersee 1981/82 und 1998/99

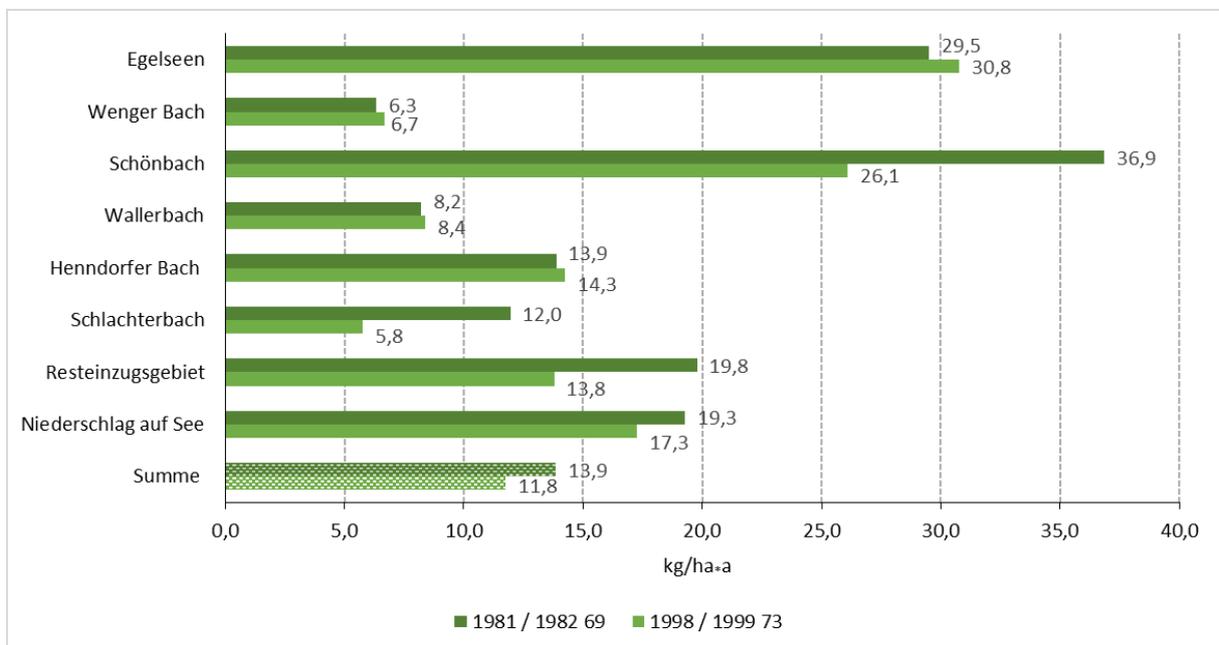


Abb. 3.34: Flächenspezifische Frachten von anorganischem Stickstoff (kg/ha\*a) in den Wallersee 1981/82 und 1998/99

Im Vergleich mit Angaben aus der Literatur sind die spezifischen Stickstoff-Frachten aus dem Einzugsgebiet des Wallersees hoch. In Schleswig-Holstein werden Mengen zwischen 3,1 und 4,1 kg/ha\*a (LNU 2001, 2002, 2004) angegeben. PEER (1986) berechnet

für das Einzugsgebiet der Vorlandseen 7,4 kg/ha\*a. Im österreichischen Donaeinzugsgebiet beträgt der diffuse Eintrag in Gewässer 8 kg/ha\*a (SCHILLING et al., 2011).

## 2.2 Sichttiefe und Sauerstoff

Die Menge der Pflanzennährstoffe beeinflusst grundlegend die Stoffkreisläufe des Seenökosystems. Die dadurch initiierte Intensität des Biomassenaufbaus führt in der euphotischen Zone, die hier pragmatisch als Epi- und Metalimnion verstanden wird, zum Verbrauch an gelösten Nährstoffen und durch den über-

wiegend bakteriellen Abbau im Hypolimnion zu deren Anreicherung. Über die langen Zeitreihen können die damit verbundenen Änderungen der für die biologischen Kreisläufe wesentlichen Parameter dokumentiert werden (s. Abb. 3.10).

### 2.2.1 Sichttiefe

Die Sichttiefe als Maß für die Trübe oder Durchsichtigkeit eines Gewässers ist als Trophieindikator insofern geeignet, da sie wesentlich von der Menge des Planktons beeinflusst wird. Fallweise kann eine Trübung durch biogene Entkalkung erfolgen oder durch den Eintrag von Schwebstoffen über die Zuflüsse bei

Hochwasserereignissen, was aber naturgemäß keinen Zusammenhang mit dem Trophiezustand hat. Entsprechend der WRRL wurden für die österreichischen Seen typspezifische Referenztiefen und Klassengrenzen festgelegt (Tab. 3.13).

Tab. 3.13: Referenzwerte und Klassengrenzen für die Sichttiefe (WOLFRAM & DONABAUM, 2009).

SEE	Sichttiefe (m)		
	Referenzwert	Grenze „Sehr gut/Gut“	Grenze „Gut/Mäßig“
Mattsee	5,8	4,8	3,3
Obertrumer See	5,8	4,8	3,3
Grabensee	5,4	4,5	3,1
Wallersee	5,8	4,8	3,3

Die Spannweiten aller gemessenen Werte der Sichttiefe aus den Vorlandseen sind in Tabelle 3.14 gelistet.

Tab. 3.14: Wertebereich der Sichttiefe (m) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	8,3	8,0	6,5	7,8	8,0
Mittelwert	3,9	4,1	2,9	2,9	3,3
Minimum	1,9	1,5	0,4	0,4	1,1
Median	3,6	4,0	2,8	2,7	3,1

Abbildung 3.35 illustriert den Zusammenhang von Phosphorgehalt, Phytoplankton-Biomasse und Sichttiefe im **Obertrumer See** seit 1961 (Daten bis 1980 wurden freundlicher Weise vom BAW Scharfling zur Verfügung gestellt). Der starke Anstieg der Algenbiomasse in den späten 1960er-Jahren korreliert positiv mit der Zunahme der Phosphorkonzentrationen, die Sichttiefe nimmt ab. Die geringen Sichttiefen zwi-

schen 1973 und 1980 deuten auf sehr hohe Phytoplanktonbiomassen hin. In diesem Zeitraum wurde jeweils im Mai 1972 und 1973 mit 0,4 m die bislang geringste Sichttiefe gemessen (s. Abb. 3.36). Von 1968 bis 1980 lag der Durchschnitt des Jahresmittels bei 1,8 m, das Maximum bei 4,2 m. Bereits ab Mitte der 1970er-Jahre erhöht sich die Durchsichtigkeit des Sees wieder.

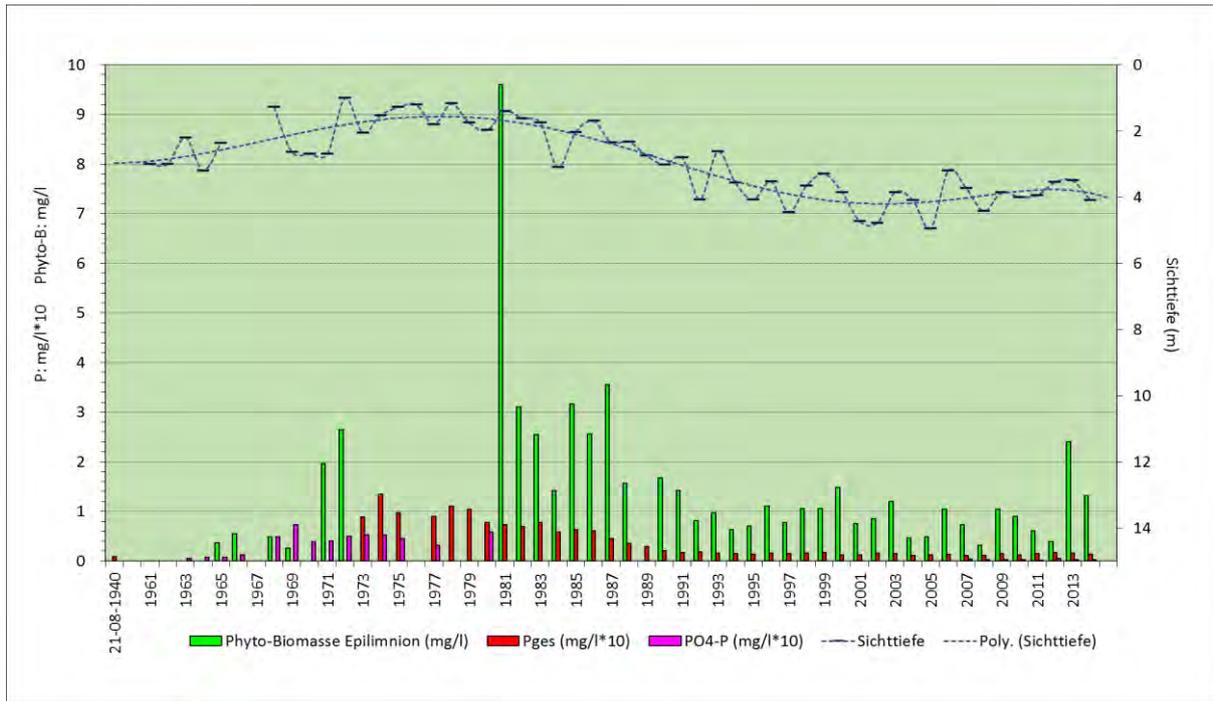


Abb. 3.35: Jahresmittelwerte von Phosphor (10-fach überhöht dargestellt), Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion und Sichttiefe im Obertrumer See.

Die Sichttiefe bewegte sich während der Eutrophierungsphase und während der Oligotrophierung bis 1992 im Bereiche „mäßiger Gewässerzustand“, wobei das saisonal bedingte Jahresmaximum fallweise bis in den Bereich „gut“ bzw. „sehr gut“ reichte (Abb. 3.36). Ab 1993 war der See bereits so klar, dass

das Jahresmittel bei unruhigem Verlauf fast immer im Bereich „gut“ bis „sehr gut“ lag. Die Maxima überschritten teilweise sogar die Referenztiefe von 5,8 m. Der Trend lässt eine weitere Zunahme der Sichttiefe erwarten.

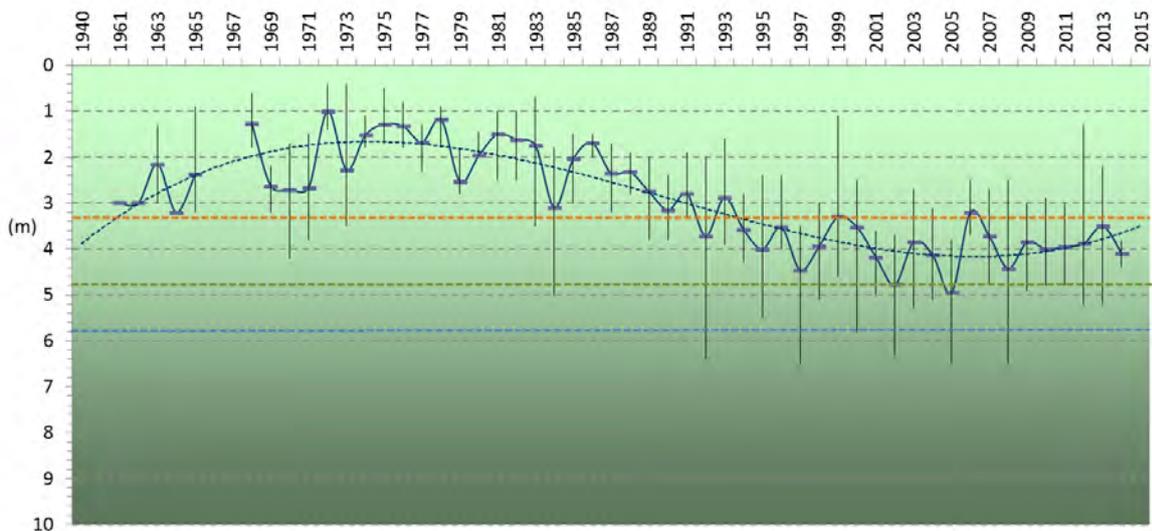


Abb. 3.36: Sichttiefe (m) im Obertrumer See. Strichlierte blaue Linie: Referenztiefe, strichlierte grüne Linie: Grenze „sehr gut/gut“, strichlierte orange Linie: Grenze „gut/mäßig“

Die weniger intensive Eutrophierung des **Mattsees** wirkte sich auf die Sichttiefe nicht so gravierend aus, wie im Obertrumer See. Bis 1985 lagen die Jahresmittel sehr variabel im Bereich „sehr gut“ bis „mäßig“, überwiegend im Bereich „gut“. Im Anschluss nahm

sie bis 2010 auf das Jahresmaximum von 7 m kontinuierlich zu. Bis 2012 nahm sie wieder auf 4 m ab. Die Tageswerte weisen große Schwankungen zwischen größer als die Referenztiefe und „mäßig“ auf (Abb. 3.37).

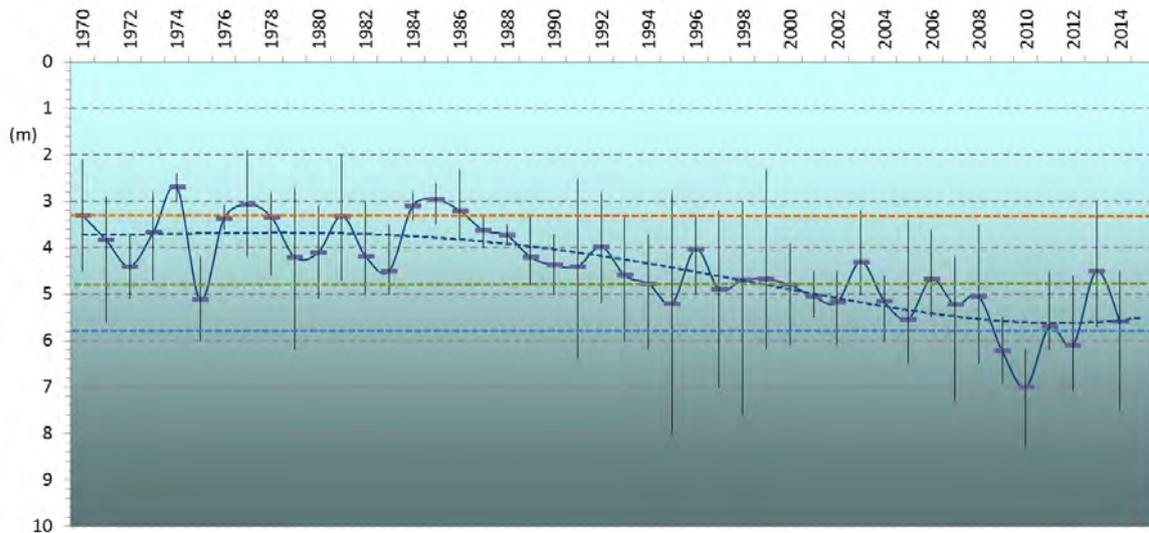


Abb. 3.37: Sichttiefe (m) im Mattsee. Strichlierte blaue Linie: Referenztiefe, strichlierte grüne Linie: Grenze „sehr gut/gut“, strichlierte orange Linie: Grenze „gut/mäßig“

Entsprechend der Sichttiefe befand sich der **Graben-see** bis Mitte der 1990er-Jahre in einen mäßigen Zustand. Nach dem anschließenden raschen Anstieg der Transparenz liegen die Jahresmittelwerte meist im

Bereich „gut“. Die Einzeltiefen variieren stark wie in den anderen Seen zwischen größer als die Referenztiefe und „mäßig“. Der Trend lässt eine weitere Zunahme erwarten.

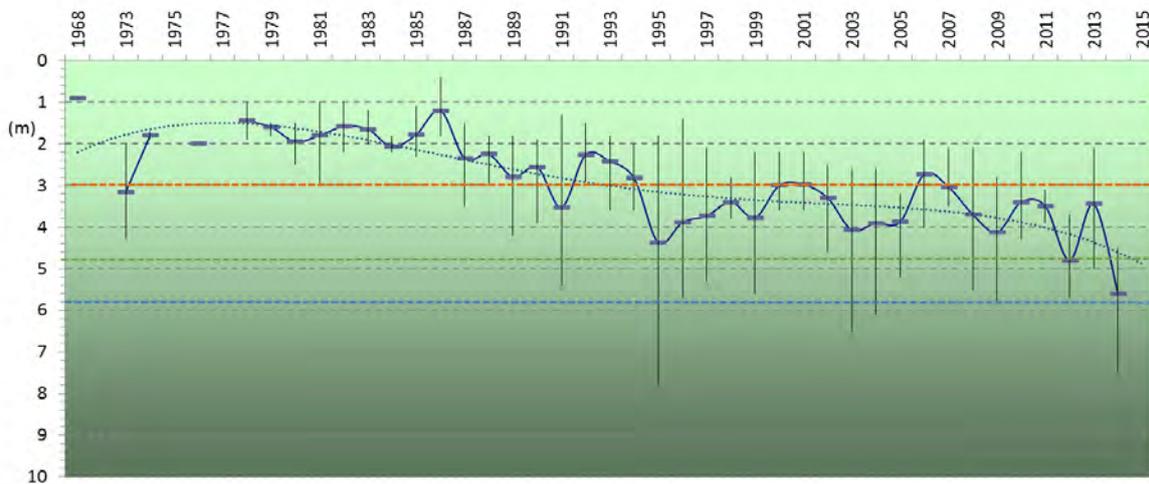


Abb. 3.38: Sichttiefe (m) im Grabensee. Strichlierte blaue Linie: Referenztiefe, strichlierte grüne Linie: Grenze „sehr gut/gut“, strichlierte orange Linie: Grenze „gut/mäßig“

Im Wallersee wirkte sich die Eutrophierung auf die Sichttiefe nicht so drastisch aus, wie im Obertrumer See und Grabensee, obwohl die Biomasse des Phytoplanktons zwischen 1981 und 1993 ansteigend und wieder abnehmend hohe Werte erreichte (Abb. 3.39). Die Jahresmittelwerte der Sichttiefe schwankten vom Beginn der Messungen im Jahr 1968 bis 1991 zwi-

schen 2,3 und 3,7 m, wobei die Zeit zwischen 1982 und 1992 als ein mit der Algenbiomasse korrelierbares Plateau interpretiert werden kann. Ab 1992 nimmt für 5 Jahre die Transparenz sukzessive zu. Ab 2008 traten wieder größere Schwankungen auf. Der Durchschnitt stieg von 2,8 m in der Periode bis 1991 und ab diesem Zeitpunkt doch deutlich auf 3,6 m an.

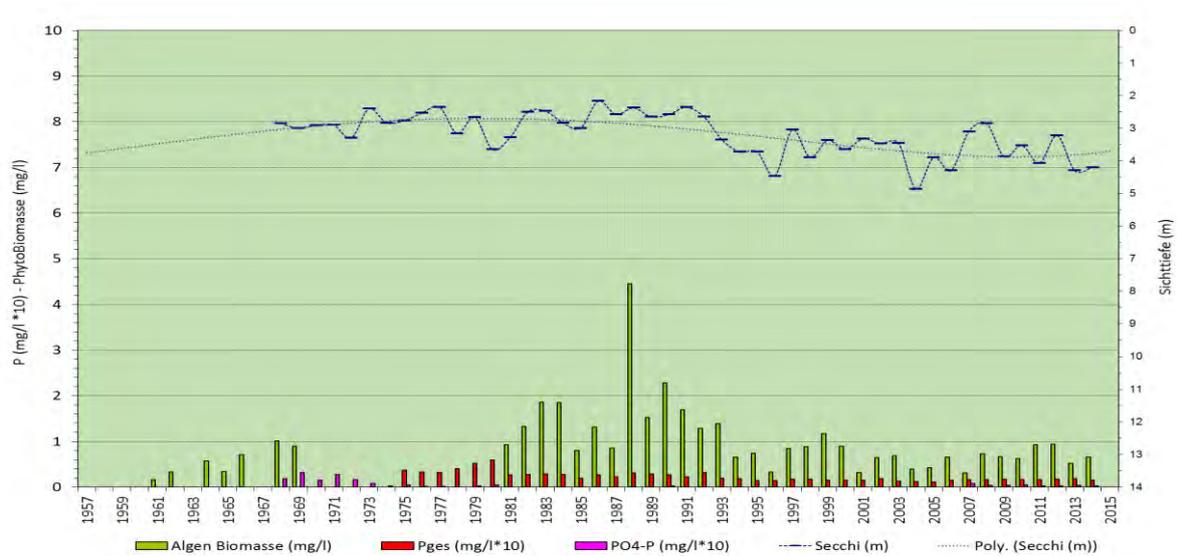


Abb. 3.39: Jahresmittelwerte von Phosphor (10-fach überhöht dargestellt!), Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion und Sichttiefe im Wallersee.

Die Tageswerte weisen während der Eutrophierungsphase relativ geringe Schwankungen auf. Die großen Variationen ab 2003 zwischen 1,1 m (1991) und maximal 8 m Sichttiefe im Jahr 2004 deuten doch auf

einen instabilen Zustand des Sees hin. Das Jahresmittel lag bis 1993 mit einer Ausnahme immer im Bereich „mäßig“. Seither ist die Sichttiefe mit wenigen Ausnahmen im Bereich „gut“ (Abb. 3.40).

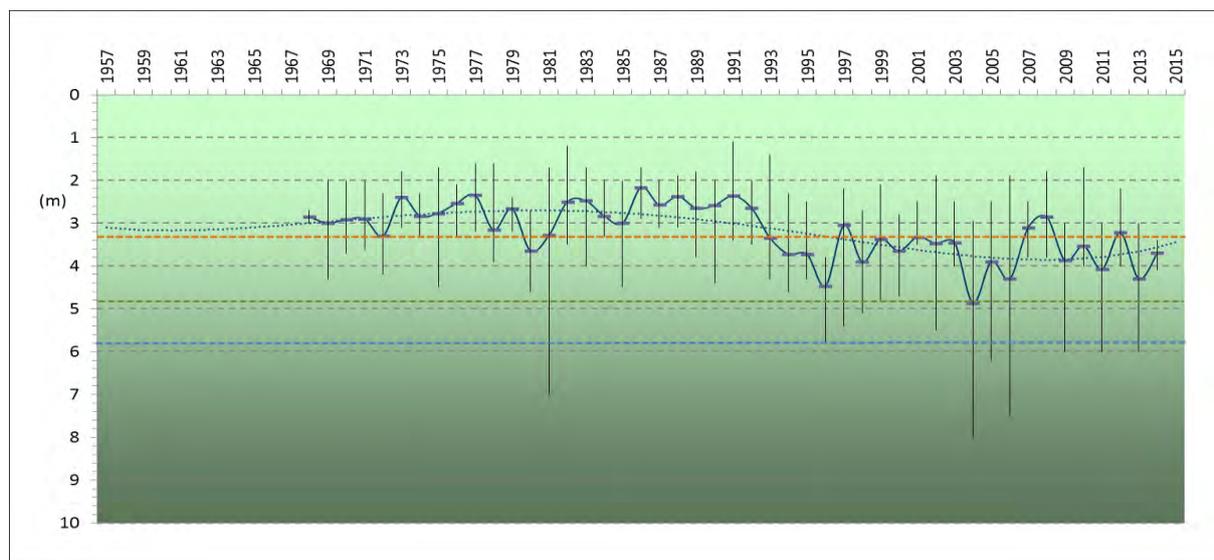


Abb. 3.40: Sichttiefe (m) im Wallersee. Strichlierte blaue Linie: Referenztiefe, strichlierte grüne Linie: Grenze „sehr gut/gut“, strichlierte orange Linie: Grenze „gut/mäßig“

Zur Verdeutlichung sind in Abbildung 3.41 die Dekadenmittelwerte der Sichttiefe in den Vorlandseen dargestellt. Als klarster See erweist während der bisherigen Beobachtungszeit demnach der Mattsee einschließlich dem kleinen und flachen Niedertrumer Becken. Der Mittelwert von 3,7 m in den 1970er-Jahren nahm um 2,2 m auf 5,9 m zu. Das erste Datum von 2,5 m aus dem Obertrumer See dokumentiert die Zeit zu Beginn der rasanten Eutrophierung. Die nachfolgende geringste Sichttiefe von 1,7 m verbesserte sich bis in die 2000er-Jahre um 2,4 m auf

durchschnittlich 4,1 m. Als See mit der größten Trübung während des Großteils der Dekaden erweist sich der Grabensee. Seine Durchsichtigkeit nahm von den 1980er-Jahren allerdings deutlich auf 4,2 m zu. Am geringsten waren die Änderungen im Wallersee, wo die Sichttiefe nur um 1 m von 2,8 m auf 3,8 m anstieg. Sehr deutlich zeigt sich die Wirkung der zur Minimierung des Nährstoffeintrages getroffenen Maßnahmen in den 1990ern mit der stärksten Zunahme der Transparenz in allen Seen pro Dekade.

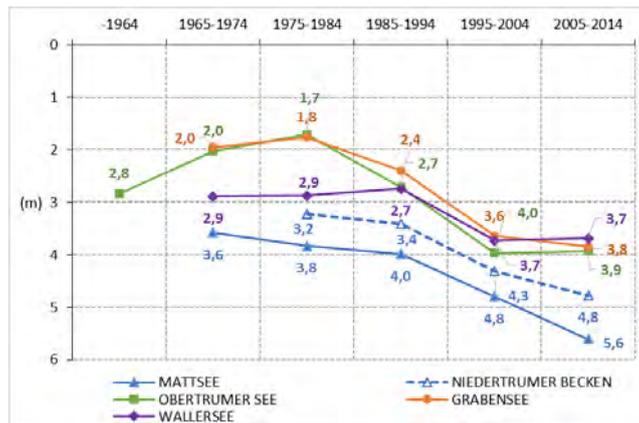


Abb. 3.41: Dekadenmittelwerte der Sichttiefe in den Vorlandseen

### 2.2.2 Sauerstoff

Die Versorgung mit Sauerstoff erfolgt über Einmischungsvorgänge aus der Atmosphäre, durch die Photosynthese der Algen und der Makrophyten in der Lichtdurchfluteten Zone und durch den Eintrag sauerstoffreichen Wassers über die Zuflüsse. Im See wird der Sauerstoff durch den Abbau autochthoner und allochthoner organischer Stoffe verbraucht. Die Intensität der Anreicherung durch Photosynthese in der euphotischen Schicht ist abhängig von der Menge der produzierenden Algengesellschaft, die wiederum von der Verfügbarkeit der Nährstoffe beeinflusst

wird. Der Sauerstoffverlust im Zuge des Abbaus in der während der sommerlichen Stagnation nicht durchmischbaren Tiefenschicht hängt damit wiederum von der Menge der abbaubaren organischen Substanzen ab. Der Sauerstoffverbrauch durch die Destruktion lässt sich mit dem Gesamtphosphorgehalt als Relativmaß der Trophie und der Phytoplanktonbiomasse in Beziehung setzen. Demnach sind Konzentration und Menge des Sauerstoffs ebenfalls ein geeigneter Parameter den Verlauf von Änderungen der Trophie zu verfolgen.

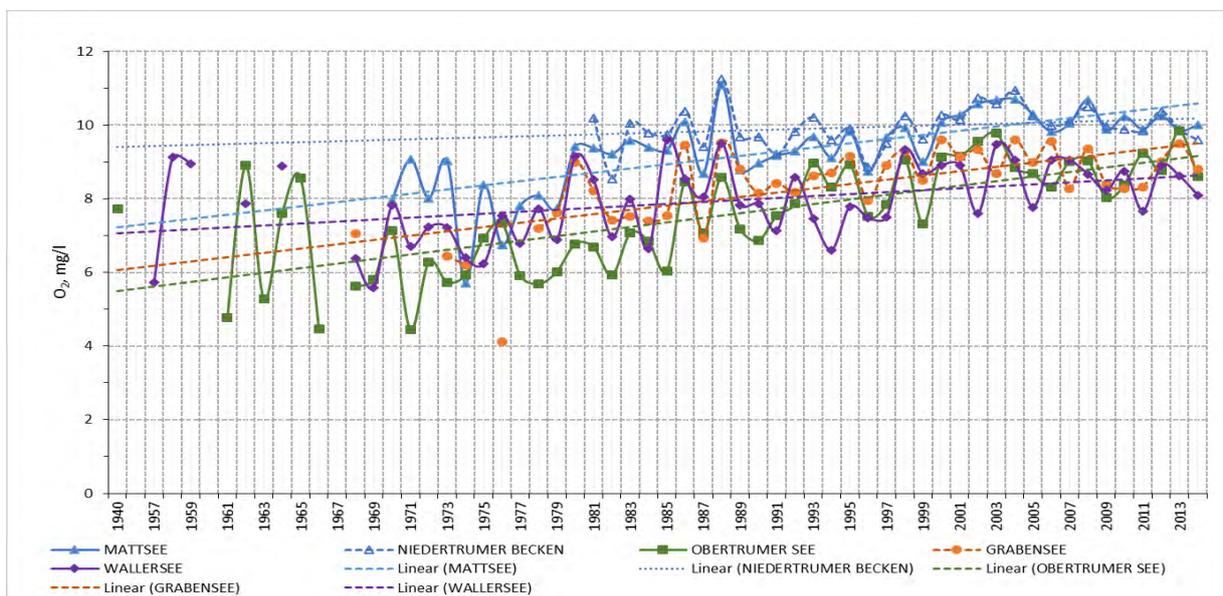


Abb. 3.42: Volumengewichtete Jahresmittel des Sauerstoffgehaltes (mg/l) in den Vorlandseen

Faktum ist, dass das Jahresmittel der Sauerstoffkonzentration mit abnehmender Trophie generell in allen Vorlandseen ansteigt. Wie in Abbildung 3.42 aus der Steigung der Trendlinien ersichtlich wird, ist die Zunahme in den Trumer Seen am deutlichsten. Im Wallersee ist der Anstieg relativ flach, am flachsten im kleinen Niedertrumer Becken des Mattsees. Die Analyse der Steigung der Trendlinien spricht eindeutig

dafür, dass die Verbesserung der Sauerstoffsituation vor allem in der Zunahme des Sauerstoffgehaltes des Hypolimnions in Zusammenhang steht, deren Ursache noch zu diskutieren sein wird.

Die Verbesserung der Sauerstoffsituation in den Seen lässt sich in Kombination mit der Sauerstoffzunahme im Gesamtsee sehr anschaulich anhand der 4 mg/l, als Sauerstoffgrenze für (Edel)Fische und der Nach-

weisgrenze von 0,1 mg/l sowie dem Sauerstoffinhalt demonstrieren. Dazu wurden Werte der Probennahme am Sommerende herangezogen, dem für den See hinsichtlich der Sauerstoffsituation „schlechtesten“ Zeitpunkt.

Im **Mattsee** lag die 4-mg/l-Grenze während des Anstiegs der Trophie in den 1970er-Jahren bei minimal rund 9 m im Jahr 1974 (Abb. 3.43). Ab Ende der 1980er-Jahre erfolgte ein relativ kontinuierliches Absinken bis 2011 ein Maximum von 33 m erreicht wurde. Von diesem Zeitpunkt an ist wieder ein unre-

gelmäßiger Anstieg zu bemerken. Ein ausreichender Lebensraum für Fische war damit immer gegeben. Trotz der hohen Lage der 4 mg/l-Grenze in den 1970er-Jahren konnte Sauerstoff immer bis in die größte Tiefe zumindest nachgewiesen werden, was auch für die Periode ab 1995 gilt. Dazwischen lag die Nachweisgrenze zwischen der größten Seetiefe und minimal 21 m 1990. Die Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/l weicht von Nachweisgrenze meist nur minimal ab.

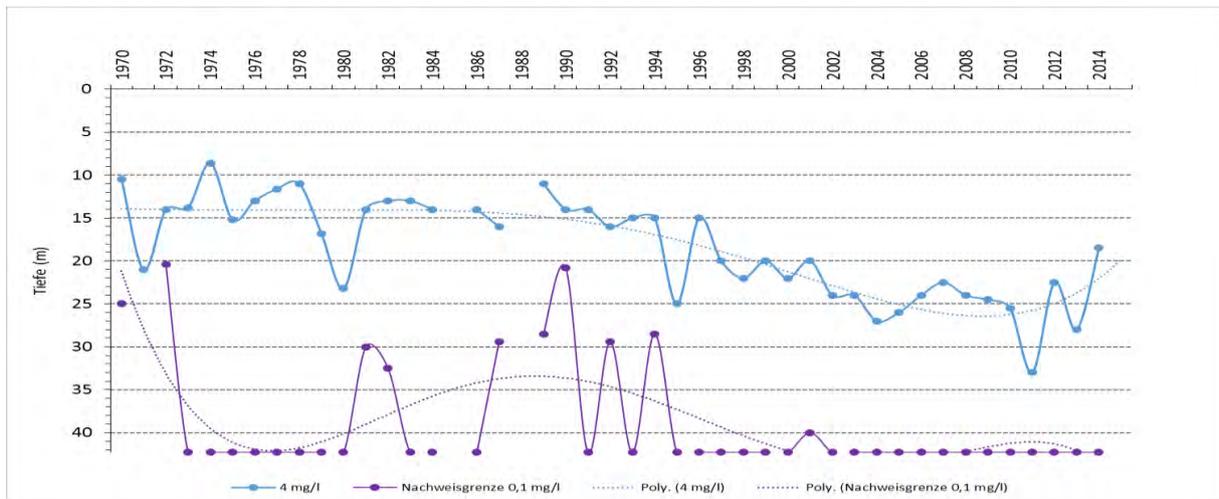


Abb. 3.43: Minimale Jahrestiefe der Sauerstoffkonzentrationen von 4 mg/l und 0,1 mg/l (Nachweisgrenze, NG) im Mattsee

Im **Obertrumer See** bewegt sich die 4-mg/l-Grenze im Wesentlichen zwischen 12 und 5 m (1979 und 1983), wobei bis 1973 ein weitgehend kontinuierliches Aufsteigen in geringere Tiefen zu beobachten war. Ein Tiefergehen tritt ab 1983 ein. Zwischen 2002 und 2004 ist eine Periode deutlich besserer Sauerstoffversorgung zu beobachten, wobei mit 25 m die größte Tiefe der 4 mg/l-Grenze erreicht wurde, was sich 2013 wiederholt.

Bis zu Beginn der 1990er-Jahre schwankt die Tiefe der Nachweisgrenze von 0,1 mg/l sehr stark (Abb. 3.44). Eine dem Belastungsverlauf entsprechende Regelmäßigkeit konnte nicht nachgewiesen werden. Die Grenze schwankt auch zu Zeiten der stärksten Eutrophierung zwischen der größten Tiefe und minimal 8 Metern. Eine deutliche Verbesserung der Sauerstoffversorgung tritt nach 1989 ein.

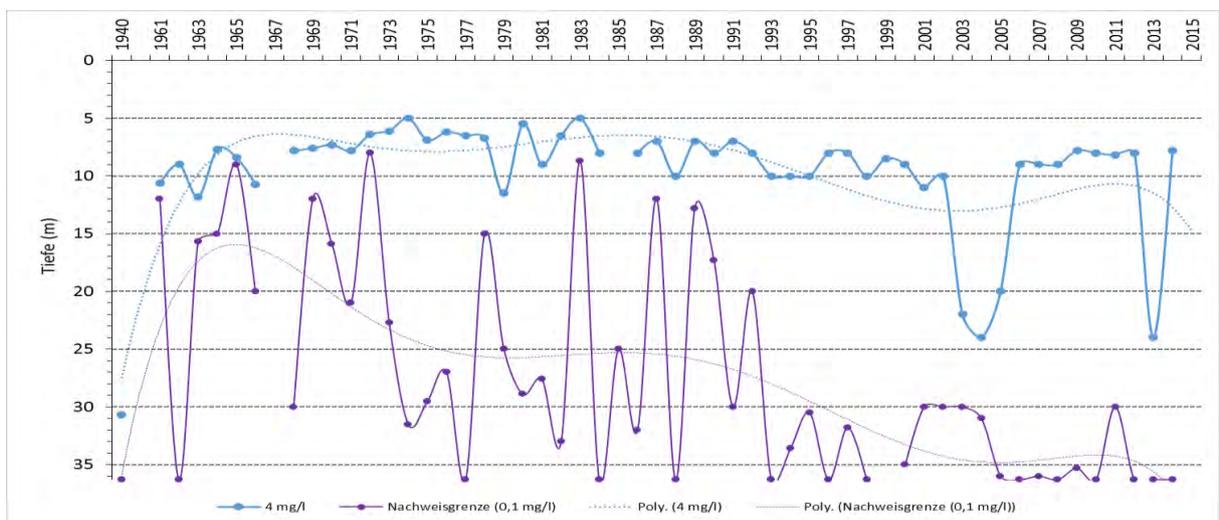


Abb. 3.44: Minimale Jahrestiefe der Sauerstoffkonzentrationen von 4 mg/l und 0,1 mg/l (Nachweisgrenze, NG) im Obertrumer See

Der seichte und kleine **Grabensee** baut im Jahresverlauf eine scharfe Temperaturschichtung auf, die auch eine strenge chemische Schichtung nach sich zieht. Der Sauerstoffvorrat im Hypolimnion reicht nicht aus, die während der Vegetationsperiode autochthon produzierte und die zusätzlich aus dem Obertrumer See eingetragene Biomasse vollständig zu mineralisieren. Das führt regelmäßig bis zur vollständigen Sauerstoffzehrung, in weiterer Folge zur Bildung von Schwefelwasserstoff zumindest in größerer Tiefe. Der Lebensraum für Fische nimmt seit Ende der 1970er-Jahre tendenziell zu, wobei die Lage der 4-mg/l-Konzentration erheblichen Schwankungen unterliegt (Abb. 3.45). Zwischen 1979 und 1995 reichten Sauer-

stoffkonzentrationen bis 4 mg/l fallweise lediglich in Tiefen zwischen 4,5 und 5 Meter. Ab den späten 1990er-Jahren lag die Grenze immer zwischen 7 und 9 m.

Deutlicher wird die Belastung bei Betrachtung des Sauerstoffnachweises von 0,1 mg/l. 1978 und 1983 konnte im See unterhalb von 6 m kein gelöster Sauerstoff nachgewiesen werden. Bis in die mittleren 1990er-Jahre variiert die Grenze zwischen 8 und 12 m. Seither konnte zum schlechtesten Zustand im Herbst, mit einer kurzen Unterbrechung zu Beginn der 2000er-Jahre Sauerstoff zumindest bis in 12 m Tiefe nachgewiesen werden (Abb. 3.45)

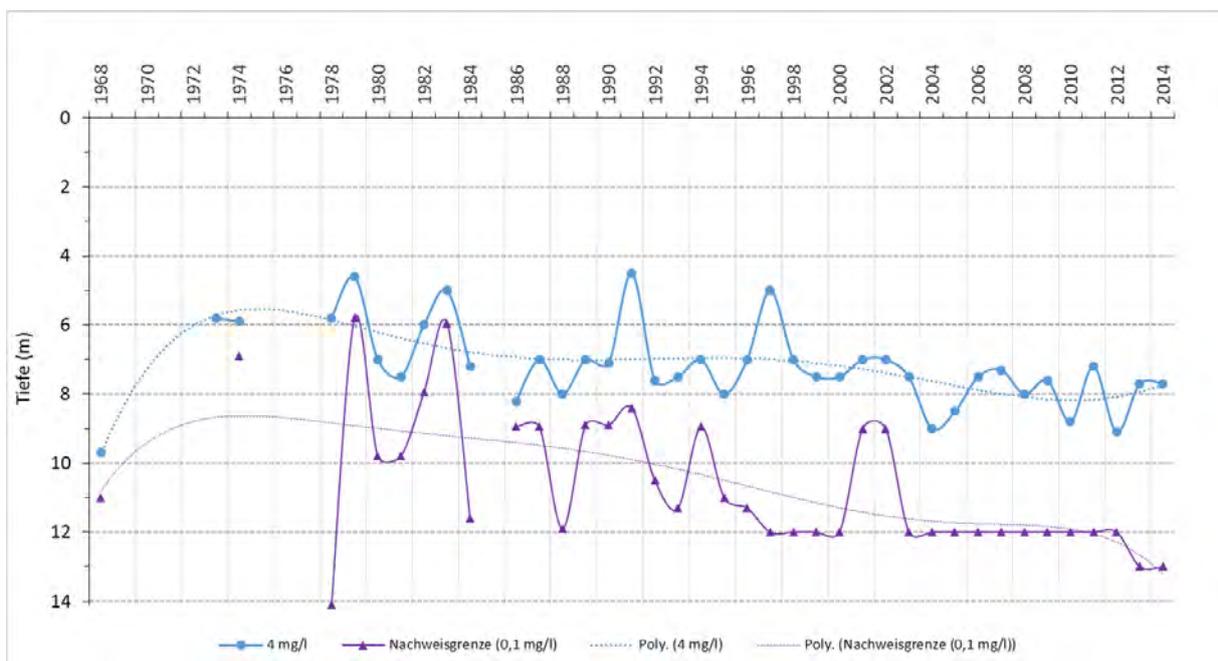


Abb. 3.45: Minimale Jahrestiefe der Sauerstoffkonzentrationen von 4 mg/l und 0,1 mg/l (Nachweisgrenze) im Grabensee

Äußerst variabel gestaltet sich die Sauerstoffsituation im **Wallersee**. Die für die Fischgesellschaft prekärsten Situationen der Sauerstoffversorgung konnten in den frühen 1980er- und 1990er-Jahren, 2001 und 2011 beobachtet werden. Der See war dabei nur mehr bis in 5 Meter für Fische ständig bewohnbar. Die für den See kritischsten Jahre waren 1969 mit der Nachweisgrenze in 8 Metern und der Periode von 1998 bis 1993, in der die Nachweisgrenze zwischen 12,5 und

8,5 m schwankte. Von 1994 bis 1998 waren im Hypolimnion immer mehr als 0,1 mg/l an gelöstem Sauerstoff nachweisbar. Bis 2006 lag die Grenze in unterschiedlichen Tiefen, wobei kein regelmäßiger Ablauf zu erkennen ist. Von 2006 bis 2011 steigt die Nachweisgrenze mit der Unterbrechung in 2008 rasch und kontinuierlich bis in 8,5 m an und sinkt dann auf 20 m ab (Abb. 3.46).

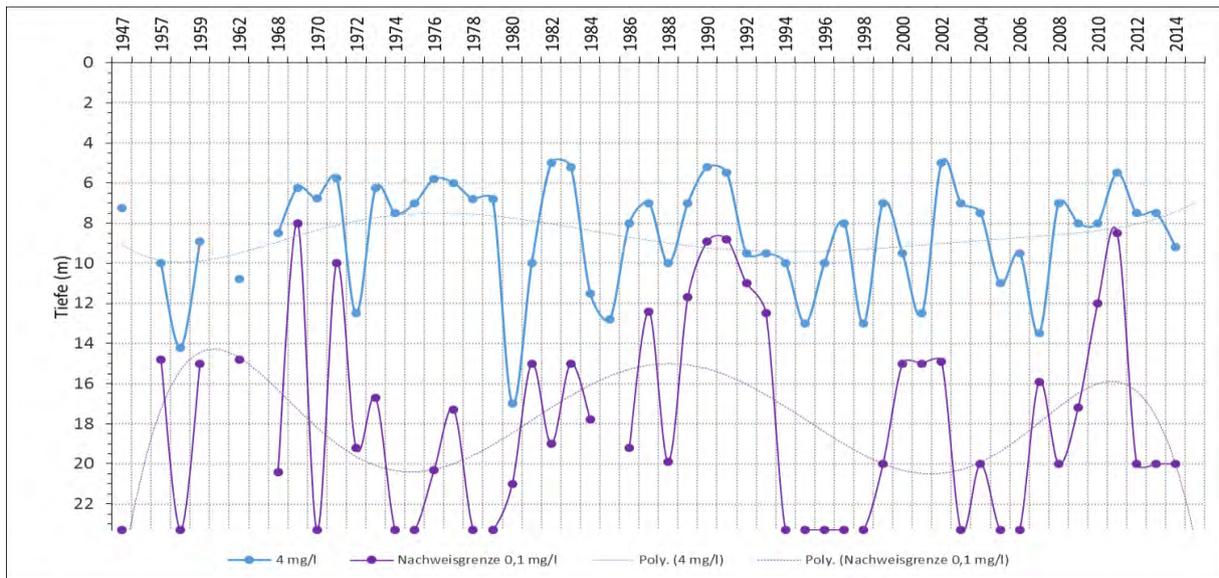


Abb. 3.46: Minimale Jahrestiefe der Sauerstoffkonzentrationen von 4 mg/l und 0,1 mg/l (Nachweisgrenze, NG) im Wallersee

Dass der Jahresmittelwert der Sauerstoff Konzentration bis über die Mitte der 2000er-Jahre generell zunimmt, illustriert Abbildung 3.47. Aus der Steigung

der linearen Trendlinien wird die stärkere Zunahme der Wasserschicht unterhalb von 12 m gegenüber der Schicht von 0 bis 12 m deutlich.

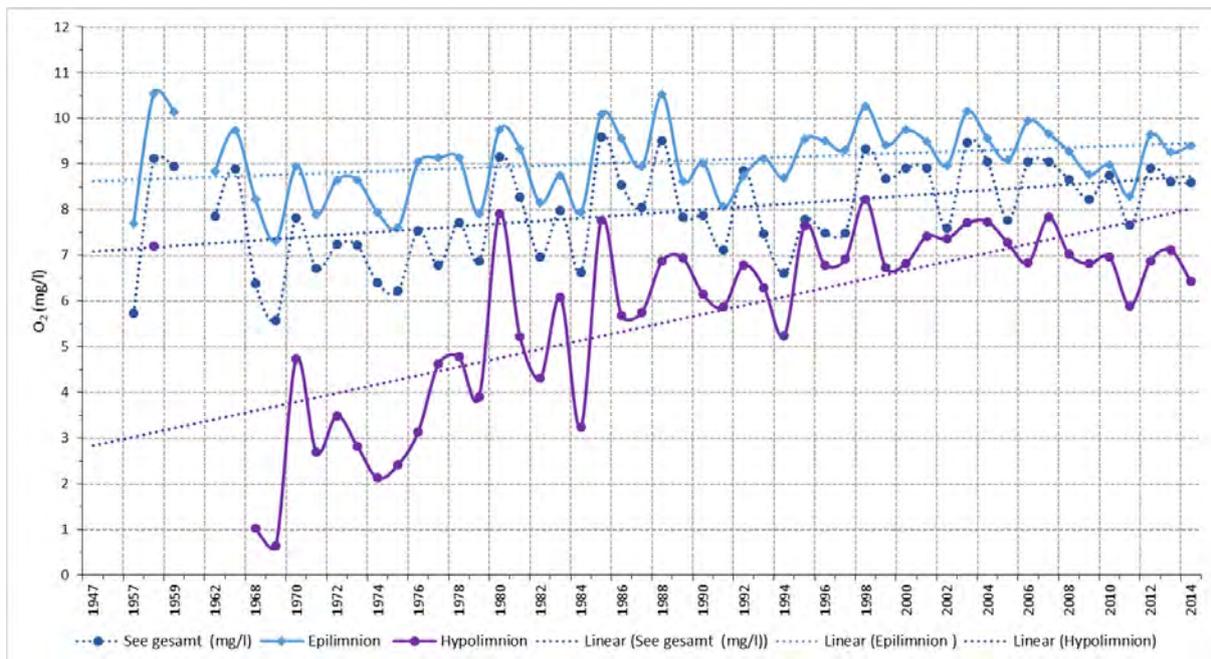


Abb. 3.47: Wallersee: Sauerstoffjahresmittel (mg/l) im Gesamtsee, Epi- und Hypolimnion mit linearem Trend

Klarerweise wirken sich längerfristige Änderungen der Phytoplanktonbiomasse auf das Sauerstoffregime insbesondere im Tiefenwasser aus. (Abb. 3.48 und 3.49). Der Anstieg der Biomasse in den 1981er-Jahren korreliert sehr gut mit dem geringen Sauerstoffinhalt im Hypolimnion, ebenso die Zunahme des Sauerstoff“rests“ bei geringerer Biomasse ab etwa 1994. Aus der Differenz Maximalinhalt und Minimum ergibt sich die Menge des für den aeroben Abbau

organischer Substanzen verbrauchten Sauerstoffs. Unter der Annahme, dass allein pro Tonne Phytoplanktonfrischmasse 1,4 Kilogramm Sauerstoff aufgewendet werden müssen, ergibt sich die braunorange Kurve, die angibt, welche Mindestmenge an organischem Material abgebaut wurde. Drastischer ist dieser Zusammenhang im Obertrumer See ausgeprägt (Abb. 3.49), in dem eine wesentlich höhere Biomasse gebildet wurde, die abzubauen war.

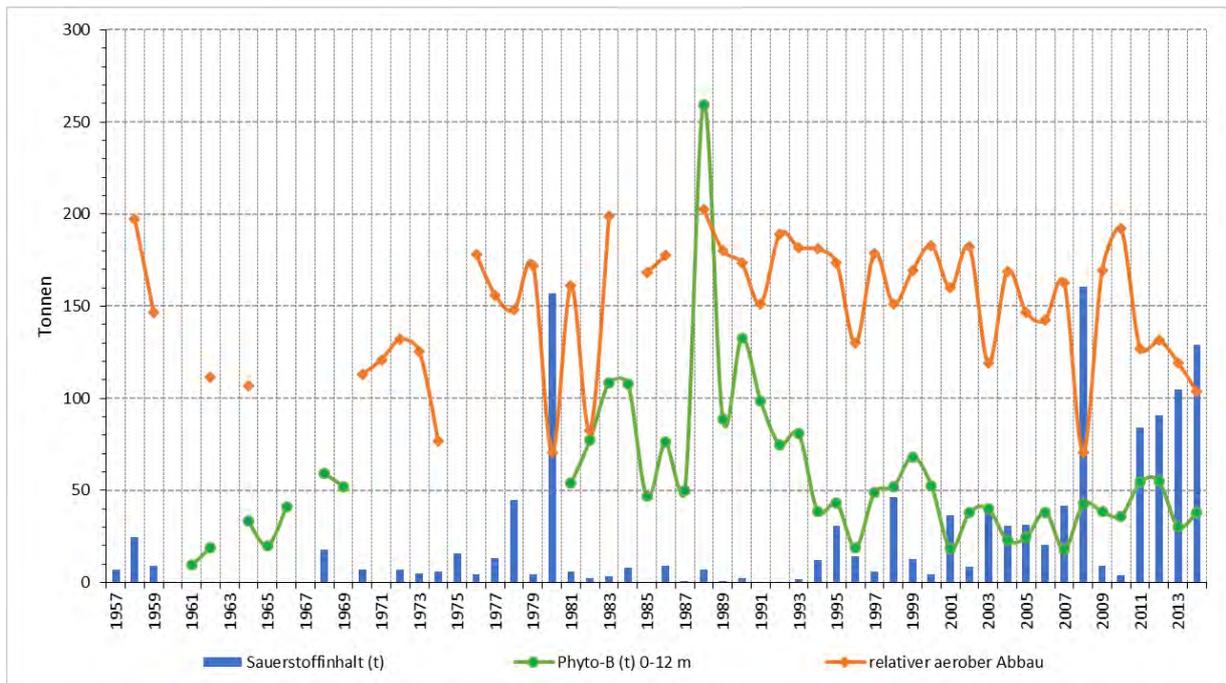


Abb. 3.48: Geringster Sauerstoffinhalt (t) der Untersuchungsjahre im Hypolimnion des Wallersees, Phytoplankton-Biomasse (t) in der Schicht 0 bis 12 m und im Gesamtsee sowie möglicher aerober Biomassenabbau (als Relativmaß!) auf Basis des Sauerstoffverlustes im Hypolimnion

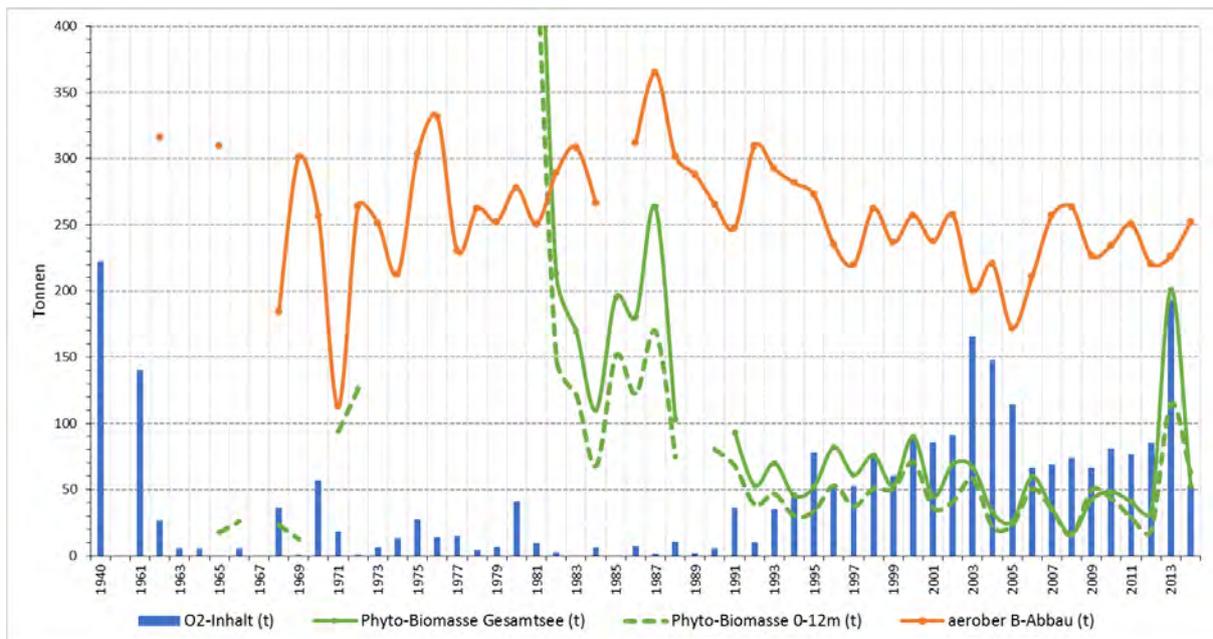


Abb. 3.49: Geringster Sauerstoffinhalt (t) der Untersuchungsjahre im Hypolimnion des Obertrumer Sees, Phytoplankton-Biomasse (t) in der Schicht 0 bis 12 m und im Gesamtsee sowie möglicher aerober Biomassenabbau (als Relativmaß!) auf Basis des Sauerstoffverlustes im Hypolimnion

### 3.3 Weitere gelöste Stoffe, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit

Die zur Verfügung stehenden Daten zeigen, dass die während der Eutrophierung abnehmenden ionenbezogenen Messwerte im Zuge der Oligotrophierung seit den 1980er-Jahren wieder ansteigen. Ausgenommen davon ist das Sulfat, dessen Rückgang auf die verminderten Schwefeldioxidemissionen zurückgeführt werden kann (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND, 2009). Änderungen der Trophie durch die nährstoffabhängige Primärproduktion schlagen sich

zwangsläufig in Verschiebungen der im See befindlichen gelösten Stoffe nieder. Die Verwertung des zur Biomasseproduktion nötigen anorganischen Kohlenstoffs in der euphotischen Zone und dem Abbau in der tropholytischen Zone greift deutlich in das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht ein.

Die Reihung der Seen entsprechend dem Niveau der Parameter weist auf einen eindeutigen Zusammenhang mit der Größe des Einzugsgebietes hin.

### 3.3.1 Alkalinität, Kalzium, Magnesium

Zunehmende Photosynthese durch ansteigende Phytoplanktonbiomasse in der euphotischen Zone bedingt eine Abnahme des gelösten Kohlendioxids, was gleichgewichtsbedingt in der Folge zur Verminderung der Alkalinität (Säurebindungsvermögen, SBV), dem Maß für die im Wasser enthaltenen Karbonate, führt. Diese Störung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts führt folglich zu tages- und jahresperiodischen Verschiebungen der Alkalinität, der Kalzium- und pH-Werte. In der trophogenen Schicht kommt es zur biogenen Kalkfällung mit Bildung von Kalzitkristallen, die im Litoral als Seekreide deponiert werden. Mit Absinken in die Tiefe werden diese wieder entsprechend dem Gleichgewicht als freies Kohlendioxid und Kalk in gelöster Form im Hypolimnion angereichert und in Lösung gehalten. Durch die herbstlichen Zirkulationsvorgänge wird die Überschusskohlen-säure an die Atmosphäre abgeben, was zu neuerlichen

Fällungsvorgängen mit Deposition am gesamten Seeboden führt. Im Wallersee konnte nachgewiesen werden, dass über diese Vorgänge während der herbstlichen Vollzirkulation 1982 rund 110 Tonnen Kalzium ausgefällt wurden (JÄGER & RÖHRS 1990).

In den Trumer Seen nimmt die Alkalinität de facto vom Beginn der Beobachtungen bis in die zweite Hälfte der 1980er-Jahre ab, mit Einsetzen der Oligotrophierung jedoch wieder kontinuierlich zu (Abb. 3.50 und 3.52). Im Wallersee steigt sie bis in die zweite Hälfte der 1970er-Jahre moderat an, bildet bis zum Beginn der 1990er-Jahre mehr oder weniger ein Plateau, um innerhalb von vier Jahren auf das Maximum von 3,60 mval/l im Jahr 1996 anzusteigen und in etwa diesem Wertebereich (Abb. 3.50). Die Schwankungsbreite der Alkalinität in den Vorlandseen ist aus Tabelle 3.15 ersichtlich.

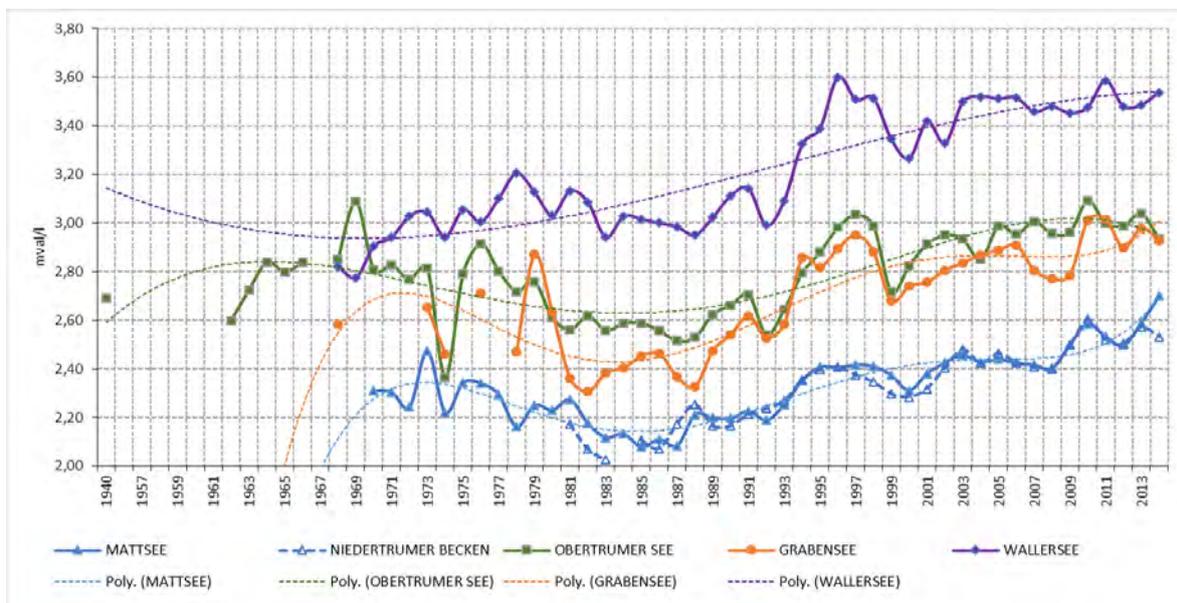


Abb. 3.50: Jahresmittelwerte der Alkalinität (mval/l) in den Vorlandseen

Tab. 3.15: Wertebereich der Alkalinität (mval/l) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	3,22	3,26	3,80	3,75	4,19
Mittelwert	2,35	2,41	2,81	2,76	3,34
Minimum	1,55	1,55	1,42	1,56	2,08
Median	2,40	2,43	2,90	2,85	3,40

Der Änderungsverlauf der Alkalinität ist folgendermaßen zu interpretieren: Die wegen des geringeren Nährstoffangebots geringere Phytoplanktonmenge muss folglich zu einem Minderverbrauch von Karbonat führen, wodurch die Konzentrationen der Alkalinität bzw. des Kalziums ansteigen sollten. Dieser Antagonismus tritt in den Vorlandseen deutlich zutage. In den Jahren mit hoher Algenproduktion in den

1980er-Jahren ist das Alkalinitätsniveau, außer im Wallersee, am niedrigsten. In den Folgejahren nimmt die Algenbiomasse deutlich ab, die Alkalinität entsprechend zu. Im Obertrumer See und Wallersee lässt sich dieser Zusammenhang wegen der ausreichenden Datenlage mit den Trendlinien statistisch belegen (Abb. 3.51).

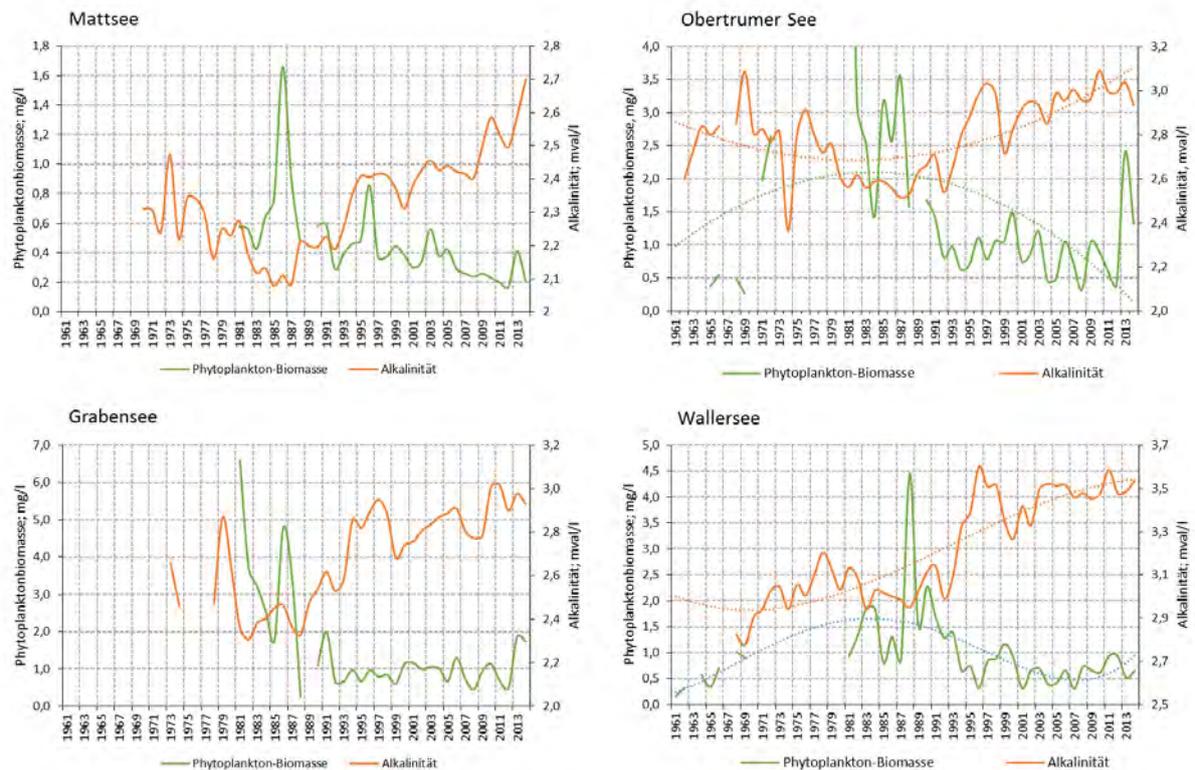


Abb. 3.51: Alkalinität (mval/l) und Phytoplankton-Biomasse (mg/l) in den Vorlandseen

Geologisch bedingt wird vor allem Kalziumkarbonat und in geringerem Maß Magnesiumkarbonat eingetragen. In den Karbonatgewässern bestreitet Kalzium den höchsten Anteil an den Kationen und das Hydrogenkarbonat an den Anionen. Der Anteil des Kalziums liegt im Äquivalentverhältnis der Karbonate in den Vorlandseen im Durchschnitt zwischen 81% im Mattsee und 87% im Obertrumer See. Die errechneten Konzentrationen für das Magnesium liegen zwischen 4,9 mg/l im Obertrumer See und 7 mg/l im Wallersee. Der Nachschub und die Aufdotierung der Seen mit Karbonaten erfolgt über die Zuflüsse, wobei

die Höhe der Konzentrationen mit der Wassermenge der Zuflüsse positiv korreliert ist.

Der Wallersee ist mit durchschnittlich 3,5 mval/l der am besten gepufferte Vorlandsee. Der Obertrumer See und der von ihm beeinflusste Grabensee sind voneinander nicht sehr verschieden. Sie liegen mit rund 3 bzw. 2,9 mval/l deutlich unter dem Wallersee. Die geringste Alkalinität hat der Mattsee, was mit den geringen Wasserzufuhr entsprechenden Kalkfrachten aus dem kleinen Einzugsgebiete argumentiert werden kann (Abb. 3.50 und 3.52).

Tab. 3.16: Wertebereich des Kalziums (mg/l) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	51,5	59,7	63,5	64,4	74,3
Mittelwert	40,9	41,5	51,9	49,4	58,7
Minimum	23,8	20,0	23,2	25,7	33,3
Median	41,9	42,1	53,4	51,3	60,1

Die Abbildung 3.53 zeigt die Zunahme des Kalziumgehalts entsprechend dem oben Gesagten zwangsläufig im Lauf der Beobachtungen an. JÄGER(1986a) stellte dazu fest, dass der Nachschub in die Seen

bevorzugt im Winterhalbjahr erfolgt. In Tabelle 3.16 sind die Spannweiten der Kalziumkonzentrationen in den einzelnen Vorlandseen angeführt.

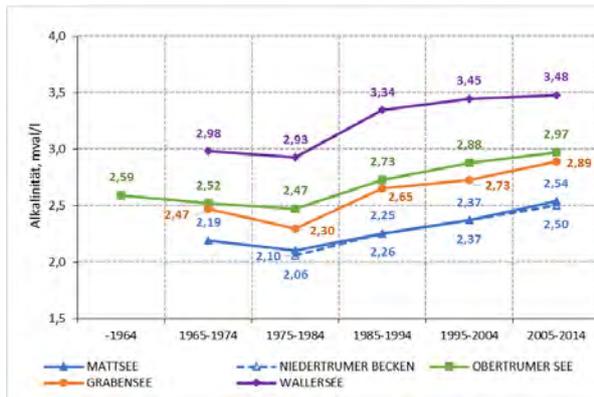


Abb. 3.52: Alkalinität (mval/l); Dekadenmittelwerte

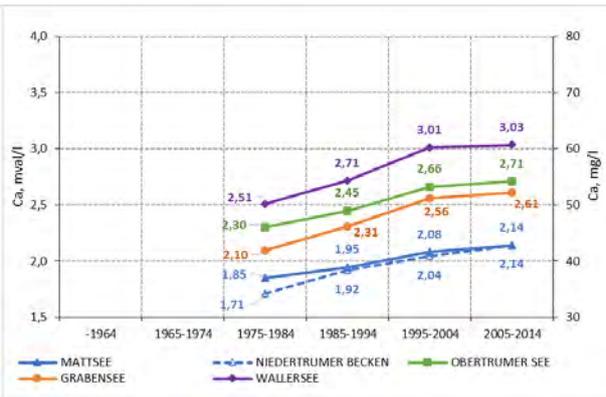


Abb. 3.53: Kalzium (mval/l und mg/l); Dekadenmittelwerte

### 3.3.2 pH-Wert

In allen vier Seen zeigt der pH-Wert bei sehr unregelmäßigem Verlauf einen ansteigenden Trend der Jahresmittelwerte (Abb. 3.54), was in der Dekadendarstellung (Abb. 3.55) noch deutlicher zum Aus-

druck kommt. Die Spannweiten der in den einzelnen Seen erhobenen Werte sind in Tabelle 3.17 numerisch dargestellt.

Tab. 3.17: Wertebereich des pH-Werts in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	9,25	8,83	9,95	9,03	8,83
Mittelwert	8,06	8,07	7,86	7,94	7,95
Minimum	6,75	6,86	4,70	6,55	7,05
Median	8,10	8,14	7,83	8,00	7,98

Der Anstieg des pH-Wertes ist in der gesamten Wassersäule und in der Schicht bis 6m bzw. 12m graduell unterschiedlich. Die höchste Zunahme betrifft den Obertrumer See mit 0,46 und den Grabensee mit 0,56 Einheiten, die von der Eutrophierung am stärksten betroffen waren. In diesen beiden Seen akkumulierte während der Eutrophierungsphase durch den Abbau der hohen Biomassen die Kohlensäure im Tiefenbereich, was sich in der Absenkung des pH-Wertes

äußert. Die Degradation der geringeren Algenmengen während der Phase der Nährstoffverringerung verschiebt den pH-Wert im Gesamtsee wieder in Richtung des basischen Bereichs. Wegen der geringeren Belastung ist der Anstieg im Mattsee und Wallersee weniger stark ausgeprägt. Den gleichen zeitlichen Verlauf mit einem etwas höheren pH-Niveau weist die (pragmatisch) euphotische Schicht auf (Abb. 3.55).

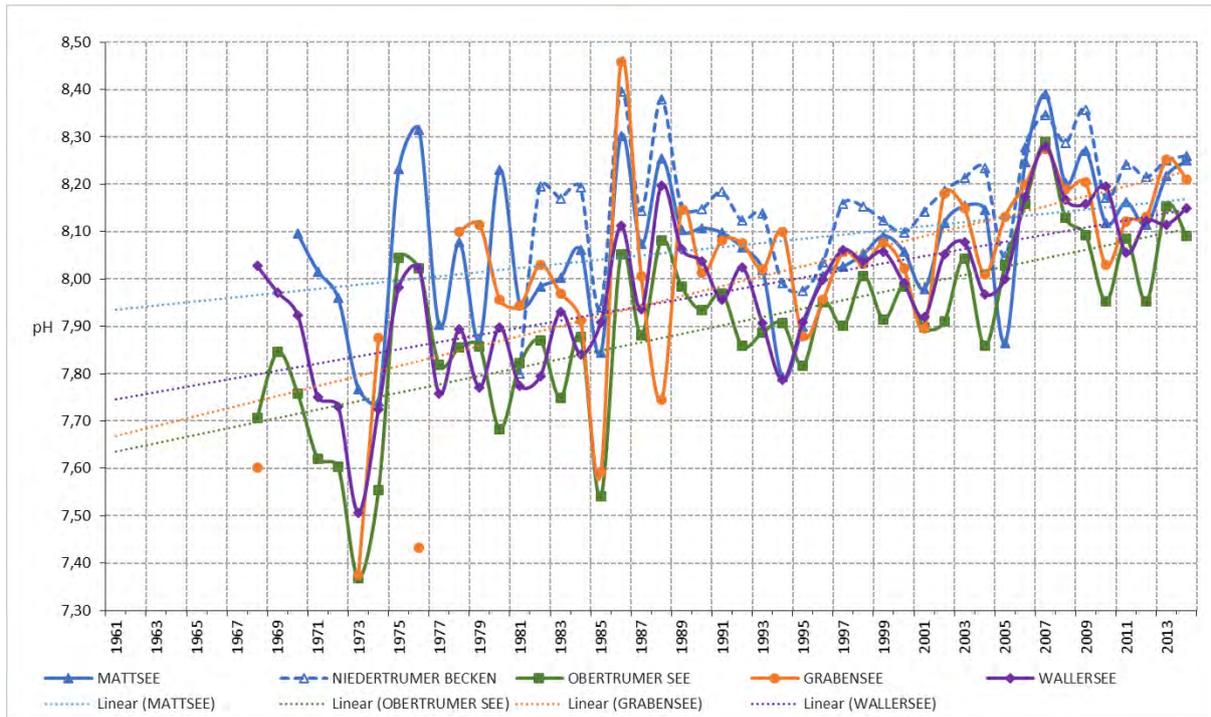


Abb. 3.54: Jahresmittelwerte des pH-Werts in der gesamten Wassersäule der Vorlandseen

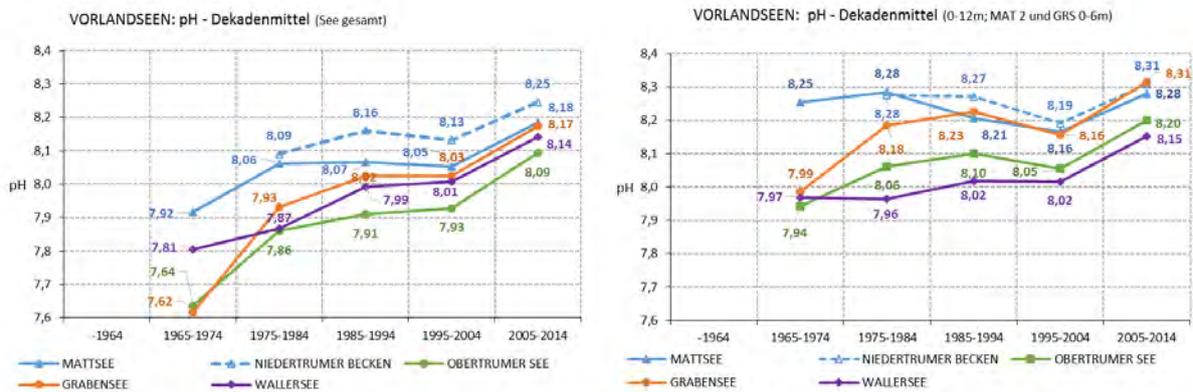


Abb. 3.55: pH-Wert in den Vorlandseen im Gesamtsee, der Wasserschicht von 0-12 m bzw. 0-6 m im Niedertrumer Becken (MAT 2) und im Grabensee; Dekadenmittelwerte

### 3.3.3 Chlorid, Natrium

Chlorid und Natrium sind konservative Elemente, die im biologischen Kreislauf eine geringe Rolle spielen, für die Ionenbilanz aber wichtig sind. Natrium soll allerdings für Cyanobakterien essentiell sein (SCHWOBEL & BRENDELBERGER 2005). Das jeweils spezifische hydrographische Regime der Seen reguliert die Konzentrationen durch Ein- und Austrag. Die Quelle für beide Elemente ist vor allem die winterliche Straßensalzung, wobei das gelöste Natriumchlorid über die Schmelzwässer in die Seen gelangt. Andere Ursachen, wie industrielle Anwendungen, häusliche und andere gewerbliche Abwässer, sind im Einzugsgebiet der Vorlandseen vernachlässigbar. Die Wertebereiche beider Elemente in den jeweiligen Vorlandseen sind

in den Tabellen 3.18 für das Chlorid und in Tabelle 3.19 für das Natrium numerische dargestellt.

Die Konzentration beider Elemente nimmt im Beobachtungszeitraum zu. Vom Beginn der 1970er-Jahre bis 1990 lagen die Chloridkonzentrationen zwischen rund 3 und maximal 5 mg/l, was für unbelasteten Seen dieser Region typische Werte sind. Ab 1990 ist ein stetiger Anstieg festzustellen (Abb. 3.56). Die höchsten Konzentrationen weisen der Obertrumer See und, von diesem beeinflusst, der Grabensee auf. Dazu ist zu erwähnen, dass an diesen Seen hochfrequent benutzte Landesstraßen direkt an den Ufern vorbeiführen, auf die entsprechend große Salz mengen aufgebracht werden. Mit dem letzten Dekadenmittelwert von 8,2 mg/l beträgt die Zunahme im Obertru-

mer See etwas mehr als das 2,5fache und mit 8 mg/l im Grabensee etwas mehr als das Doppelte. Der schwach durchströmte Mattsee weist einen Anstieg um das 1,8fache auf 6,2 mg/l auf. Im Wallersee ist

der Durchschnittswert von 2,8 mg/l auf 5,8 mg/l angestiegen (Abb. 3.57). Den gleichen Verlauf weist das Natrium auf (Abb. 3.58).

Tabelle 3.18: Wertebereich des Chlorids (mg/l) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	8,1	8,5	11,0	9,6	10,9
Mittelwert	4,8	4,9	5,8	5,7	4,6
Minimum	2,3	2,1	1,8	1,9	1,4
Median	4,6	4,7	5,1	5,1	4,5

Tab. 3.19: Wertebereich des Natriums (mg/l) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	5,4	5,7	7,1	6,8	7,0
Mittelwert	3,5	3,4	4,3	4,2	3,6
Minimum	2,1	2,1	2,2	2,5	1,1
Median	3,2	3,2	4,0	3,7	3,3

Eine Beeinträchtigung der Seenqualität durch die angestiegenen Chlorid- und Natriumkonzentrationen geht davon nicht aus, weist allerdings auf den Eintrag

von ungereinigten Straßenwässern hin, aus denen beide Elemente mittels einfacher Methoden nicht entfernt werden können.

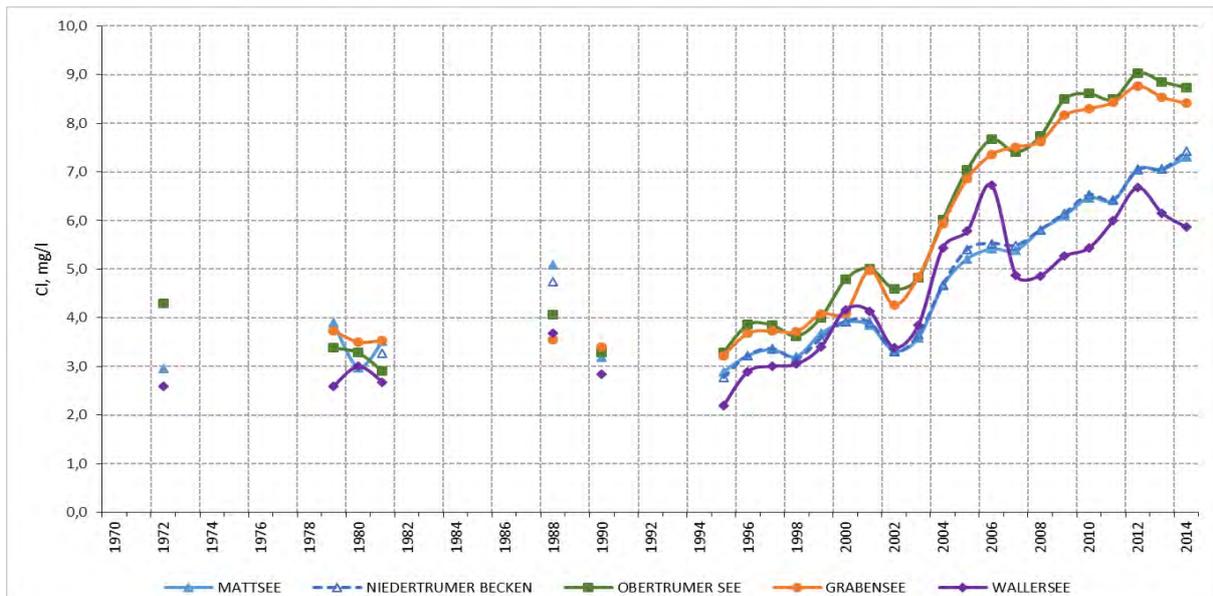


Abb. 3.56: Chlorid (mg/l) in den Vorlandseen; Jahresmittelwerte

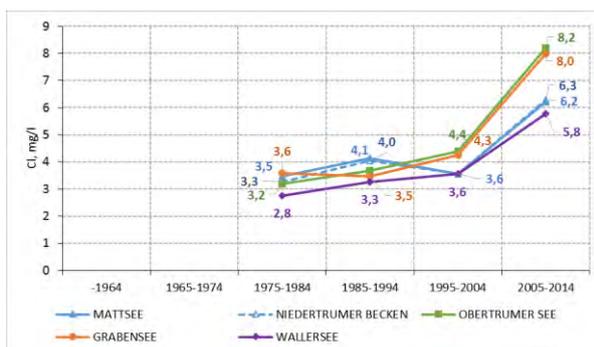


Abb. 3.57: Chlorid (mg/l); Dekadenmittelwerte

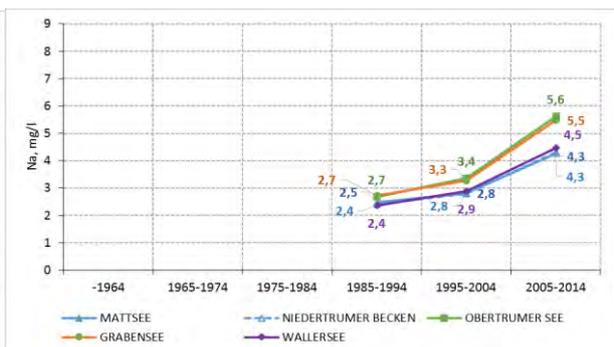


Abb. 3.58: Natrium (mg/l); Dekadenmittelwerte

### 3.3.4 Sulfat

Schwefel tritt im See für gewöhnlich als Sulfat in Erscheinung, das im reduktiven Milieu zum giftigen Schwefelwasserstoff umgewandelt wird. Diese vollständige Reduktion trat fallweise in den 1980er-Jahren im grundnahen Tiefenwasser des Grabensees ein. Im Obertrumer See und Wallersee wird das Sulfat

in den größeren Tiefen ebenfalls merkbar gezehrt, Schwefelwasserstoffbildung wurde jedoch nicht nachgewiesen. Die Spannweiten der Sulfatkonzentrationen in den einzelnen Vorlandseen sind aus Tabelle 3.20 ersichtlich.

Tab. 3.20: Wertebereich des Sulfats (mg/l) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	14,0	20,5	14,1	13,3	12,4
Mittelwert	8,7	8,4	7,8	7,4	7,3
Minimum	5,4	0,2	0,5	0,1	1,4
Median	8,9	8,6	7,6	7,6	6,8

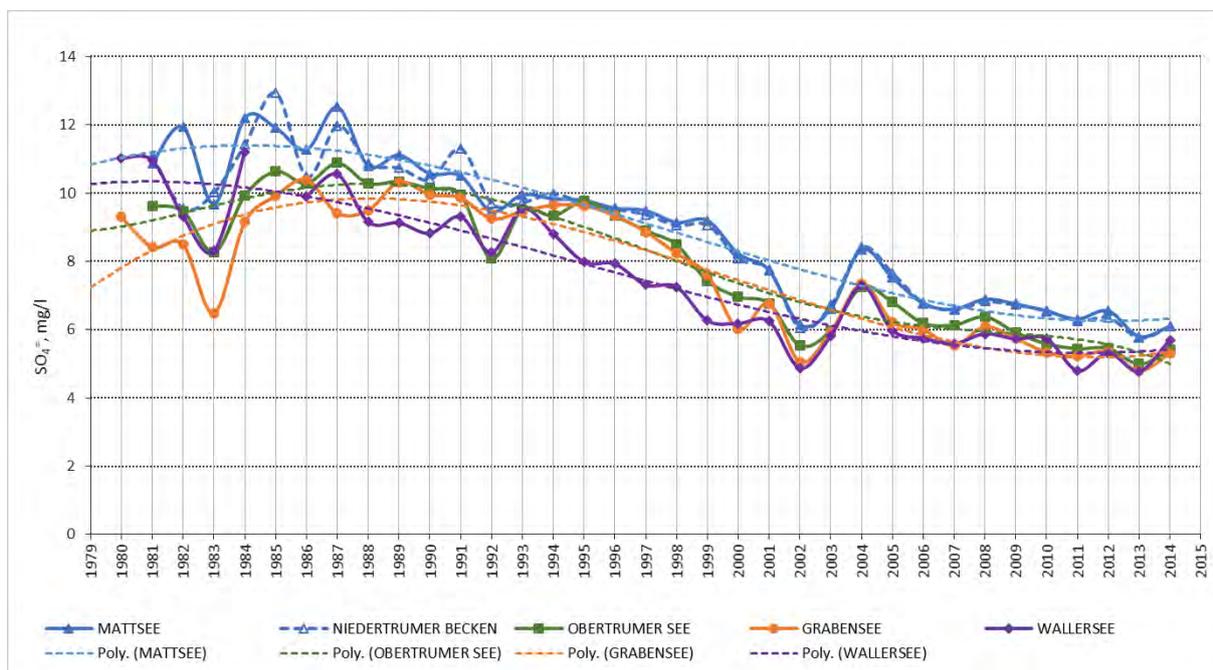


Abb. 3.59: Sulfat (mg/l) in den Vorlandseen; Jahresmittelwerte

In den Vorlandseen ist seit Mitte der 1980er-Jahre ein kontinuierlicher Rückgang der Sulfatkonzentrationen festzustellen (Abb. 3.59 und 3.60). Den höchsten Sulfatgehalt hat der Mattsee, gefolgt vom Obertrumer See, Graben See und Wallersee. Die prozentuelle Abnahme liegt zwischen 55% im Wallersee und 61% im Niedertrumer Becken des Mattsees. Die Jahresmittelwerte bewegen sich gegenwärtig zwischen 5 und 6 mg/l, gegenüber den Maxima, die zwischen 10 und 13 mg/l Sulfat lagen.

Sulfat wird neben den Frachten aus der natürlichen Erosion über die nasse Deposition aus dem Niederschlag eingetragen, die mit den Schwefeldioxidemissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger korreliert. Wegen der starken Reduktion dieser Emissionen - von 1990 bis 2012 in Deutschland um 92% (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2015) - sollten die nunmehrigen Einträge und die daraus resultierenden Konzentrationen in den Seen nur mehr aus der Erosion in den Einzugsgebieten stammen.

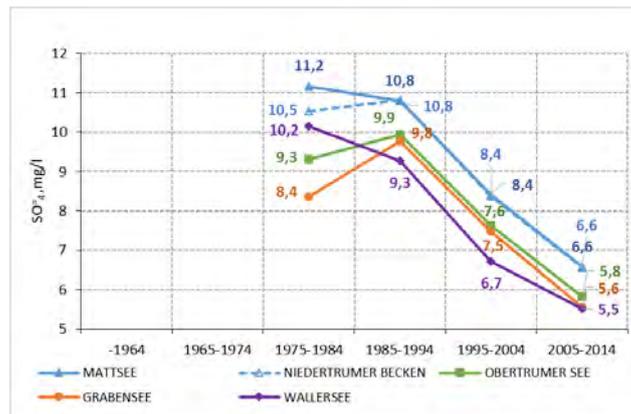


Abb. 3.60: Sulfat (mg/l) in den Vorlandseen; Dekadenmittelwerte

### 3.3.5 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter für die gelösten ionenbildenden Feststoffe im Wasser. Nach Anstieg und erstem Höhepunkt Mitte der 1970er-Jahre in den Trumer Seen und Ende der 1970er-Jahre im Wallersee nahm sie über annähernd 10 Jahre auf das während des Beobachtungszeitraumes aufgetretenen Minimum zu Beginn der 1980er-Jahre ab. Anschließend tritt ein ziemlich regelmäßiger kontinuierlicher Anstieg zum Maximum gegen

Mitte der 2000er-Jahre ein. Im Obertrumer See, im von ihm beeinflussten Grabensee und im Wallersee kommt es dann zu einer unregelmäßigen Abnahme. Im schwach durchströmten Mattsee steigt die Leitfähigkeit seit 1983 unregelmäßig jedoch ständig an (Abb. 3.61). Die Ursache dieser Verläufe könnte mit der Zunahme des Kalkeintrages und der Minderverbrauch durch die geringeren Phytoplanktonmengen (vgl. Abb. 3.11) erklärt werden.

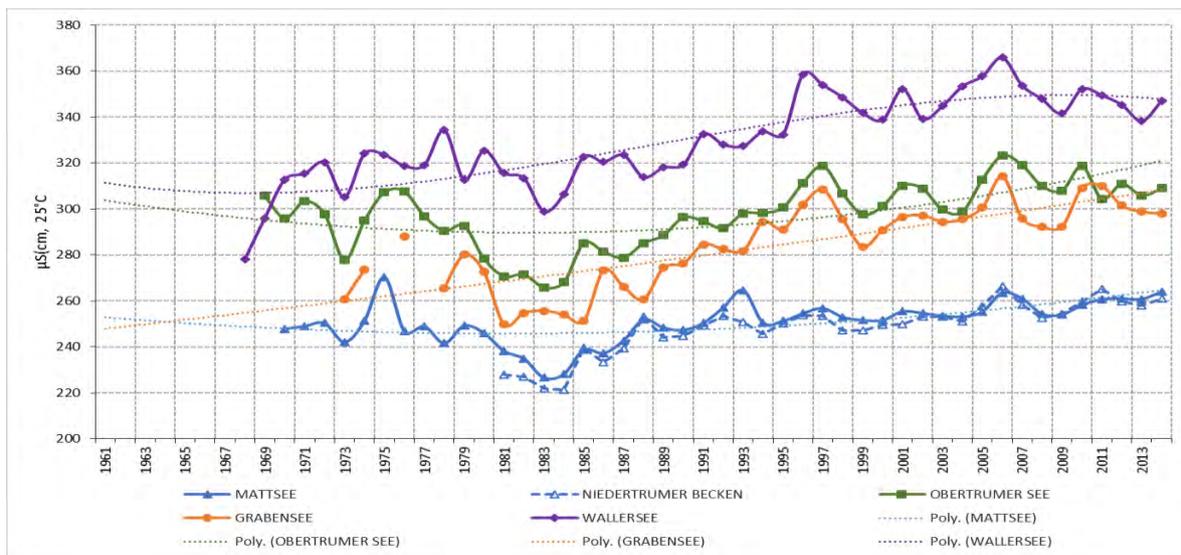


Abb. 3.61: Jahresmittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}; 25^\circ$ ) in den Vorlandseen

Tab. 3.21: Wertebereich der elektrischen Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}; 25^\circ\text{C}$ ) in den Vorlandseen

	Mattsee	Niedertrumer Becken	Obertrumer See	Grabensee	Wallersee
Maximum	354	380	356	402	431
Mittelwert	251	256	298	290	339
Minimum	170	172	159	171	214
Median	256	257	307	298	344

Die höchste Leitfähigkeit besitzt der Wallersee mit durchschnittlich  $350 \mu\text{S}/\text{cm}$  in der letzten Dekade, was um 9,4% höher ist, als in der Dekade 1975-1984 (Abb. 3.62). Im genannten Zeitraum stieg sie im Obertrumer See von  $285 \mu\text{S}/\text{cm}$  um rund 9% auf  $312$

$\mu\text{S}/\text{cm}$ , im Grabensee um 12% auf  $301 \mu\text{S}/\text{cm}$  und im Mattsee um 6,3% auf  $259 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Damit stimmt die Reihung nach der Leitfähigkeit mit der Reihung der Hauptionen Kalzium und Hydrogenkarbonat und deren Zunahme im Betrachtungszeitraum überein.

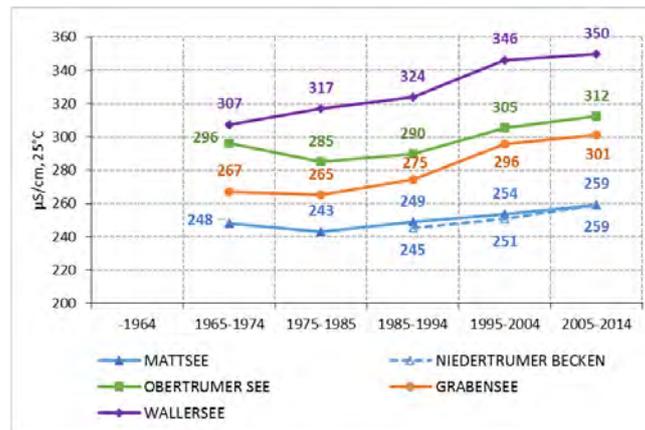


Abb. 3.62: Dekadenmittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}; 25^\circ\text{C}$ ) in den Vorlandseen

## 4. Zusammenfassung

Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie ist nicht mehr ausschließlich die Trophie zur Bewertung und Einstufung des Gewässerzustandes heran zu ziehen, sondern der ökosystemare Zustand. Das bedeutet, dass nicht mehr die Rückführung eines eutrophierten Gewässers in den oligotrophen Zustand als oberstes Ziel anzustreben ist, sondern die weitestgehende Annäherung an den jedem Seentyp eigenen Referenzzustand. Dabei soll bis 2015 zumindest der „gute Zustand“ für alle Gewässer erreicht werden.

Die langen Beobachtungsreihen erlauben es, den Eutrophierungsverlauf vom Beginn der 1960er- bis Mitte der 1980er-Jahre und die anschließende Oligotrophierung der Salzburger Vorlandseen zu dokumentieren. Der Schwerpunkt der Untersuchungen und Beobachtungen liegt darauf, die Wirkung der getroffenen Maßnahmen zur Reduktion des Nährstoffeintrags auf die Seen zu dokumentieren. In erster Linie gilt das für den Phosphor, der als Minimumstoff für die Eutrophierung den wesentlichsten Einfluss auf das gesamte Ökosystem hat und ein indirektes Maß für den Trophiezustand darstellt.

Die limnologischen Untersuchungen der Seen zu Beginn der 1980er-Jahre (LAND SALZBURG 1986) machten klar, dass die Vorlandseen trotz erfolgter Sanierungsbemühungen deutlich eutroph waren und Handlungsbedarf erforderten. Nach den derzeit gültigen Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie waren die Trumer Seen und der Wallersee im nicht tolerablen mäßigen Zustand. Dieser wurde auch anhand der Untersuchungen entsprechend den Modellen zum Nährstoffeintrag (LARSEN & MERCIER 1976, BRETT & BENJAMIN 2008) nachgewiesen (s. Tab. 3.6 und 3.7).

Verstärkte Bemühungen zur Ausweitung der kanaltchnischen Entsorgung der Abwässer und die Verringerung des Nährstoffeintrages aus dem diffusen Eintrag aus den Einzugsgebieten durch der Erlassung der Düngeverordnungen und der Einhaltung der

Vorschriften durch die Landwirtschaft führten zu rasch sichtbaren Erfolgen. Aus den dadurch in allen Seen kontinuierlich abnehmenden Phosphorkonzentrationen (Abb. 9) resultiert die deutliche Verringerung der Algenmenge (Abb. 3.10) und die dramatische Änderung der Artenzusammensetzung. Die während der hocheutrophen Zeit dominanten Cyanobakterien wie *Planktothrix rubescens* und *Anabaena*-Arten spielen sukzessive eine absolut untergeordnete Bedeutung (JERSABEK 1996, JERSABEK et al. 2001, KAIBLINGER et al. 2006, JERSABEK 2011). Die geringere Phytoplanktonmenge hatte einen Anstieg der Sichttiefe zur Folge (Abb. 3.35 bis 3.41). Der Abbau der verminderten Biomassen führt wiederum zur zunehmenden Verbesserung der Sauerstoffsituation vor allem im Tiefenwasser der Seen (Abbildungen 3.42 bis 3.49).

Die Verminderung der Primärproduktion zeigt Auswirkungen auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht derart, dass die mit den Karbonaten in Verbindung stehenden Parameter in letzter Konsequenz in allen Seen ansteigen. Das betrifft vor allem das Hydrogencarbonat, gemessen als Alkalinität (Abb. 3.50 bis 3.52), und das Kalzium (Abb. 3.53). Ansteigende Tendenz zeigen auch die Hilfsparameter pH (Abb. 3.54 und 3.55) und elektrische Leitfähigkeit (Abb. 3.61 und 3.62).

Ebenso deutlich gestiegen sind die nicht oder nur gering in den Biozyklus eingehenden Elemente Chlorid (Abb. 3.56 und 3.57) und Natrium (Abb. 3.58). Trotz des Anstieges der Konzentrationen zwischen dem 2,5- bis 3,1-fachen des niedrigsten jahresmittelwertes im Jahr 1996 besteht gegenwärtig keine bedenkliche Beeinträchtigung der Qualität der Seen. Die Eintragsquelle ist nach weitgehender Abhaltung der häuslichen und betrieblichen Abwässer die winterliche Straßensalzung. Diese Abwässer können mit einfachen Methoden nicht von der Salzfracht gereinigt werden.

Der einzige gemessene Parameter, der sinkende Tendenz aufweist ist das vor allem über die nasse Deposition eingetragene Sulfat (Abb. 3.59 und 3.60). Damit zeigt sich die Wirkung der großräumigen Maßnahmen zur Verminderung Schwefeldioxidemissionen, die zwischen 1990 und 2012 allein in Deutschland um 92% verringert wurden.

Die vorliegenden Ergebnisse machen deutlich, dass die in den 1980er Jahren vorgeschlagenen und im Lauf der Jahre umgesetzten Sanierungsmaßnahmen

bestens geeignet waren, der herrschenden Eutrophierung der Seen Einhalt zu bieten und sie wieder nahe an den Referenzzustand bzw. zumindest in den guten Zustand rückzuführen. Für die Vorlandseen ist damit die gesetzliche Vorgabe, diesen Zustand bis 2015 zu erreichen erfüllt. Diesen Zustand zu erhalten und noch weiter zu verbessern ist nach wie vor keine Selbstverständlichkeit, sondern es bedarf weiterhin großer Anstrengungen, um ihn weiter zu stabilisieren.

## 5. Literatur

- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1992): Ergebnis der Untersuchungen im Einzugsgebiet der Egelsee – Nährstoffbudgetierung. - Unveröff. Bericht, 1-115 + A1-A23
- BAW siehe BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT
- BOHNER A., EDER G., SCHINK M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 91-99
- BRETT M. T., BENJAMIN M. M. (2008): A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. - *Freshwater Biology* 53: 194-211.
- BUCHMEIER G. (2007a): Der Waginger-Tachinger See (Bayern, Deutschland): Einzugsgebiet, trophische Entwicklung und Phosphordynamik. - Schriftenreihe BAW, 26: 66-79
- BUCHMEIER G. (2007b): Phosphoreintrag in den Waginger-Tachinger See (Bayern): Phosphorkonzentration und Phosphorfracht in Bächen. – Schriftenreihe BAW, 26: 94-108
- BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2010): Natürliche und künstliche Seen Österreichs größer als 50 ha. – Schriftenreihe BAW, 33: 1-425
- CZERNIN-CHUDENITZ C. (1972): Der biologische Zustand der Gewässer Salzburgs. - in: Wasser und Kanal, Salzburger Landespressdienst Dokumentation, 35-43
- CZERNIN-CHUDENITZ C. (1980): Zur Limnologie der Vorlandseen. Ergänzende Beobachtungen des Hydrobiologischen Dienstes seit 1958. - Stud. Forsch. Salzburg, 1: 105
- CZERNIN-CHUDENITZ C. (1986): Die Phytoplanktonentwicklung der Flachgauer Seen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 385-397
- CZERNIN-CHUDENITZ C., HAIDER R. (1989a): Wallersee - in: Seenreinhaltung in Österreich. - Schriftenreihe "Wasserwirtschaft", Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Heft 6a: 101-104
- CZERNIN-CHUDENITZ C., HAIDER R. (1989b): Trumer Seen - in: Seenreinhaltung in Österreich. - Schriftenreihe "Wasserwirtschaft", Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Heft 6a: 105-114
- DANECKER Elisabeth (1980): Untersuchungen des Obertrumer Sees (Salzburg) in den Jahren 1961-1966. - Österr. Fischerei, 33: 121-127
- DILLON P. J., RIGLER F. (1974): A test of simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. - *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 31: 1771-1778
- DUMFARTH E., SCHWAP A., SCHABER P., SCHILLINGER I. (2013): Morphologisch-limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzonen der Salzburger Seen: Trumer Seen. – Kartenteil. - Land Salzburg, Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 8.2: 1-23, 17 Karten
- EINSELE W. (1941): Fischereiwissenschaftliche Probleme in deutschen Alpenseen. - *Fischerei Z.*, 44: 2-16
- FINDENEKG I. (1967a): Die Verschmutzung österreichischer Alpenseen aus biologisch-chemischer Sicht. - *Ber. Raumforsch. u. Raumpl.*, 11: 3-12
- FINDENEKG I. (1967b): Bedeutung des Austausches für die Entwicklung des Phytoplanktons in den Ostalpenseen. - *Schweiz. Z. Hydrol.*, 29: 125-144
- FINDENEKG I. (1971): Unterschiedliche Formen der Eutrophierung von Ostalpenseen. - *Schweiz. Z. Hydrol.*, 33: 85-95
- FINDENEKG I. (1972): Die Auswirkung der Eutrophierung einiger Ostalpenseen auf die Lichttransmission ihres Wassers. - *Wetter und Leben*, 24: 110-118
- FINDENEKG I. (1973): Vorkommen und biologisches Verhalten der Blaualge *Oscillatoria rubescens* DC. in den österreichischen Alpenseen. - *Carinthia II*, 163./83.: 317-330
- FORSBERG C., RYDING S.O., CLAESSEON A. FORSBERG A. (1978): Water chemical analyses and/or algal assay - Sewage effluent and polluted lake water studies. - *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, 21: 352-363
- GEIGER-KAISER M. (2004): Das Grundwasser in Salzburg. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 5: 1-46
- GERMATSIDIS I., LINDNER D., SCHNEIDER J. (1986): Sedimentgeologische Untersuchungen an den Trumer Seen und am Wallersee. In: Projekt Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2, S. 421-457
- HÄMMERLING R., NIXDORF B. (2004): Phosphorbilanz des Scharmützelsees 1996 bis 2000: Quelle oder Senke. – in: RÜCKER J., NIXDORF B. (Hrsg.): BTU Cottbus, Gewässerreport 8: 25 – 34
- HASLAUER D., HASLAUER J. jr. (1993): Nährstoffeintrag in die Egelsee bei Mattsee - Nährstoffbilanz. - *Ber. nat-med. Ver. Salzburg*, 10: 61-78
- HÄRZOG P. (2005): Sanierung des Baldeggersees: Auswertung der Zuflussuntersuchungen 2000 bis 2004. – Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern: 1-43
- JÄGER P. (1986): Die Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 217-218
- JÄGER P. (1986a): Die Limnologie der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 343-384
- JÄGER P. (1986b): Die Nährstoffbilanzen der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 477-488
- JÄGER P. (1986c): Die Vorlandseen und ihre Einzugsgebiete als Ökosysteme betrachtet (ausgewählte Beispiele). - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 489-497
- JÄGER P., RÖHRS J. (1990): Phosphorfällung über Calciumcarbonat im eutrophen Wallersee (Salzburger Alpenvorland, Österreich). - *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 75: 153-173
- JÄGER P., SCHABER P., SCHILLINGER Ingrid, DUMFARTH E., SCHWAP A. (2010): Trumerseen – Hydromorphologische Seenaufnahme mit Uferzonierung, Schilf und Makrophyten 2000/2009. – Land Salzburg Karten-

- sammlung Gewässerschutz, Thema 7, 7.2 Trumerseen 2000/2009, 1-60, 35 Karten
- JAGSCH A. (1975): Der Zustand des Wallerseees und der Trumer Seen 1974. - Salzburgs Fischerei, 6: 2-5
- JAGSCH A., HAIDER R. (1982a): Trumer Seen. - in: Seenreinigung in Österreich. - Schriftenreihe "Wasserwirtschaft", Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Heft 6: 179-189
- JAGSCH A., HAIDER R. (1982b): Wallersee. - in: Seenreinigung in Österreich. - Schriftenreihe "Wasserwirtschaft", Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Heft 6: 173-178
- JERSABEK C. D. (1996): Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981-1995 - Wallersee, Obertrumer See, Grabensee, Mattsee, Fuschlsee, Zeller See, Wolfgangsee. - Land Salzburg - Gewässerschutz, unveröff. Bericht, 1-98
- JERSABEK C. D. (2011): Ökologische Zustandsbewertung der Seen im Land Salzburg anhand des biologischen Qualitätses Phyttoplankton gemäß GZÜV 2009. - Land Salzburg - Gewässerschutz, unpubl. Bericht, 1-111
- JERSABEK C. D., JÄGER P., SCHABER P. (2001): Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981 - 1995. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 4: 7-53 (2013)
- KAIBLINGER Christina, JERSABEK C. D., JÄGER P., SCHABER P. (2006): Phytoplankton und trophische Situation der Großen Salzburger Seen in den Jahren 1996 - 2005. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 4: 55-95(2013)
- LAMPERT W., SOMMER U. (1993): Limnoökologie. - Thieme, Stuttgart: 1-440
- LNU S-H 2001, 2002, 2004 : s. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001): Großer Plöner See - Zustand und Belastungsquellen.- Berichte des Landesamtes, B 49: 1-105
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2002): Die Ratzeburger Seen - Zustand und Belastungsquellen.- Berichte des Landesamtes, B 51: 1-129
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2004): Kleiner Plöner See - Zustand und Belastungsquellen.- Berichte des Landesamtes, B 52: 1-78
- LAND SALZBURG (1980): Projekt "Vorlandseen" Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 1: 1-110
- LAND SALZBURG (1986): Projekt "Vorlandseen" Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 1-507
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2013): Das Phytoplankton der großen Seen Salzburgs von 1981 bis 2005. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 4: 1-95
- LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ (2015): Monitoring-Programm der Zuflüsse des Wallerseees 2012/13 - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 416-439
- LARSEN D. P., MERCIER H. T. (1976): Phosphorus retention capacity of lakes. - J. Fish. Res. Bd. Canada, 33: 1742-1750
- MALISSA H., PUXBAUM H., PIMMINGER M., NIKOPOUR A. (1985) : Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. - in: BMFWF Wien, Land Burgenland (Hrsg.): Forschungsbericht 1981-1984, Sonderband 72, „Wiss. Arbeiten aus dem Burgenland“: 42-89
- MOOG O. (1986): Die Auswirkung von Käsereiabwässern auf die Gewässergüte der Vorfluter (exemplarische Untersuchungen zweier Molkereien im Einzugsgebiet der Vorlandseen). - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 219-225
- MOOG O., JAGSCH A. (1980): Zur Erforschungsgeschichte, Fischerei und limnologischen Situation der Salzburger Flachgauseen - Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 1: 73-103
- MÜLLER Günter, MOOG O., Haslauer J. jr., (1980): Zur limnologischen Situation der Trumer Seen im Sommer 1978. - Ber. nat.-med. Ver. Salzburg, 5: 7-18
- PEER T. (1986): Zur Frage der Nährstoffbelastung im Bereich der Salzburger Vorlandseen aus bodenkundlicher und landwirtschaftlicher Sicht. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 123-180
- PREPAS E. E., RIGLER F. H. (1981): A test of a simple model to predict short-term changes in the phosphorus concentration in lake water. - Verh. Internat. Ver. Limnol., 21: 187-196
- PRODINGER F. (1986): Hydrographie, Beobachtungen 1980-1983. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 71-121
- RASCHBACHER S., DIEPOLDER M. (2009): Projekt "Saubere Seen" - Phosphorausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. - Schr. Bayer. LfU, Tagungsband „Landwirtschaft und Gewässerschutz“, 13-29
- RÖHRS J. (1986): Sedimentations- und Eutrophierungsgeschichte der Salzburger Vorlandseen - Sedimentchemische Untersuchungen für ein Sanierungskonzept und das Problem der Phosphor-Rücklösung. - Documenta naturae, 31: IV + 1-105
- RÖHRS J., GERMATSIDIS I., LINDNER D., SCHNEIDER J. (1986): Sedimentgeologische Untersuchungen an den Trumer Seen und am Wallersee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 421-457
- RÖHRS J., SCHNEIDER J. (1985a): Sedimentary history of the Trumer Lakes. - in: DANIELOPOL D., SCHMIDT R., SCHULTZE E. (Eds.): Contributions to the Paleolimnology of the Trumer Lakes (Salzburg), and the Lakes Mondsee, Attersee and Traunsee (Upper Austria), Limn. Inst. Österr. Akad. Wiss., 25-30
- RÖHRS J., SCHNEIDER J. (1985b): Eutrophication history of the Trumer Lakes. - in: DANIELOPOL D., SCHMIDT R., SCHULTZE E. (Eds.): Contributions to the Paleolimnology of the Trumer Lakes (Salzburg), and the Lakes Mondsee, Attersee and Traunsee (Upper Austria), Limn. Inst. Österr. Akad. Wiss., 45-51
- SALZBURG WIKI: Trumer Privatbrauerei. - [http://www.salzburg.com/wiki/index.php/Trumer\\_Privatbrauerei#Quellen](http://www.salzburg.com/wiki/index.php/Trumer_Privatbrauerei#Quellen); abgerufen 14.02.2013
- SCHILLING C., ZESSNER M., KOVACS A, HOCHEDLINGER G., WINDHOFER G., GABRIEL O., THALER S., PARAJKA J., NATHO S. (2011): Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeitne zu deren Reduktion. - ÖWAW, 63: 105-116
- SCHINDLBAUER G. (1986): Das hydrographische Einzugsgebiet der Salzburger Alpenvorlandseen - geographische Grundlagenenerhebungen und Quantifizierung der punktuellen Eutrophierungsquellen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 182-216
- SCHNEIDER J., RÖHRS J., JÄGER P. (1990): Sedimentation- und eutrophication-history in Austrian Alpine lakes. - in: TILZER M. M., SERRUYA C. (Eds.): Large Lakes - ecological structure and function. - Springer, Heidelberg, 317-337
- SCHULTZ G. (1971): Erste Ergebnisse von 3 Jahren Seenuntersuchungen (1968, 1969, 1970) an einigen Salzkammergutseen und Seen des Salzburger Flachgaaes. - Österr. Fischerei, 24: 149-158
- SCHULTZE E. (1985): Carotinoids from selected cores of the Trumer lakes and the Mondsee (trophic development and human impact). - in: DANIELOPOL D., SCHMIDT R., SCHULTZE E. (Eds.): Contributions to the Paleolimnol-

- ogy of the Trumer Lakes (Salzburg), and the Lakes Mondsee, Attersee and Traunsee (Upper Austria), *Limn. Inst. Österr. Akad. Wiss.*, 52-64
- SCHULTZE E. (1986): Stratigraphische Pigmentanalysen aus ausgewählten Bohrkernproben der Trumer Seen. - *Stud. Forsch. Salzburg*, 2: 471-475
- SCHWOERBEL J., BRENDLBERGER H. (2005): Einführung in die Limnologie. – Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 1-340
- STADELMANN P., LOVAS R., BUTSCHER E. (2002): 20 Jahre Sanierung und Überwachung des Baldeggersees. – *Mitt. Naturforsch. Ges. Luzern*, 37: 115-164
- TILZER M. M. (1988): Secchi disc – chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass. – *Hydrobiologia*, 162: 163-171
- UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND (2015): Daten zur Umwelt – <http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung>, abgerufen 28.4.2015
- VOLLENWEIDER R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33: 52-83
- VOLLENWEIDER R. A., KEREKES J. J. (1980): OECD Cooperative Programme for monitoring of inland waters (Eutrophication Control). – *Synthesis Report*, Paris, 394 pp
- WAGNER G., BÜHRER H. (1989): Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflussjahr 1985/86. – *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee*, 40: 1-51
- WIKIPEDIA: Trumer Privatbrauerei. - [http://de.wikipedia.org/wiki/Trumer\\_Privatbrauerei](http://de.wikipedia.org/wiki/Trumer_Privatbrauerei); abgerufen 14.02.2013
- WOLFRAM G., DONABAUM K. (2009): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen. – *BMLFUW*, 1-52 (Wien)
- WUNSAM S. (1996): Paläolimnologische Untersuchungen zum Einfluss von Seespiegelveränderungen und Nährstoffeintrag im Wallersee. – Unpubl. Ergebnisbericht im Auftrag des Landes Salzburg – Gewässerschutz, 1-27
- ZAISBERGER F. (1983): Zur Geschichte des Wallersees. – in: „30 Jahre Interessengemeinschaft am Wallersee 1953-1983“, Salzburg, 25-27
- ZOBRIST J., BÜHRER H., DAVIS J. S. (1990): Zeitliche Entwicklung des Stickstoffs in den Schweizerischen Gewässern. – *Mitt. EAWAG*, 30:14 - 18

#### **Gesetze, Verordnungen, Richtlinien**

- Aktionsprogramm 2008 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen – Aktionsprogramm 2008. – *Wiener Zeitung*, Abl. 22/2008, 31.01.2008
- ÖNORM M 6231: Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern – Österr. Normungsinstitut Wien, 1- 58, Ausgabe 2001-10-01
- Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006
- Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU WRRL)
- Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie), *Amtsblatt Nr. L 375* vom 31/12/1991

#### **Zitiervorschlag:**

SCHABER P. (2015): Die Reoligotrophierung der Salzburger Vorlandseen Mattsee, Obertrumer See, Grabensee und Wallersee. – in: *Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz*, 17: 21-72 (2015)

#### **Anschrift des Verfassers:**

Dr. Peter Schaber  
Josef-Kainz-Straße 4  
5026 Salzburg  
E-Mail: [p.schaber@aon.at](mailto:p.schaber@aon.at)



# Besiedlungsstrategien der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) in Salzburger Seen

von Heidelinde GRANIG, Paul JÄGER & Robert A. PATZNER (1999)

Mit 9 Abbildungen und 3 Tabellen

**Key words:** *Dreissena polymorpha*, Antifouling, Festsetzstrategien, *Dreissena*-Larven, Transekte, Besiedlungsmuster

## KURZFASSUNG

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* wurde durch ihr Massenaufreten in den letzten Jahren auch in den Salzburger Alpenvorlandseen zu einem großen Problem. Aus diesem Grund wurden Untersuchungen zum Vorkommen und zu Festsetzstrategien dieser Art durchgeführt. An vorderster Stelle stand die Frage, ob durch Bootsanstriche (Antifouling), ein Aufwuchs von Dreikantmuscheln verhindert werden kann. Zu diesem Zweck wurden im mesotrophen Wallersee und im oligotrophen Fuschlsee Festsetzversuche auf antifoulingbehandelten Oberflächen durchgeführt. Planktonproben und Unterwasseruntersuchungen sollten ein Bild über Vorkommen und Häufigkeiten dieser Muschel geben. Besiedlungsmuster auf Holzpfählen wurden im Mattsee, und Grabensee aufgenommen. Die fünf getesteten Antifoulingsubstrate zeigten im Wallersee mäßige bis starke Besiedlung durch *D. polymorpha*, während im Fuschlsee die mit Wirkstoffen behandelten Würfel kaum besetzt waren. Bei den Planktonuntersuchungen zeigte es sich, dass die Häufigkeit der Dreikantmuschel im Wallersee mit einem Maximum von 27 Larven pro Liter im Juli, deutlich größer war als im Fuschlsee, wo nur ein Maximum von 2 Veligerlarven pro Liter im Juni erreicht wurde. Der Wallersee hat einen schlammigen Boden. Hier siedeln die adulten Dreikantmuscheln auf harten Substraten wie Großmuschelschalen, Rohrleitungen und Steinen in großer Dichte in geringer Wassertiefe. Im Fuschlsee haben die Dreikantmuscheln aufgrund des Hartbodens und der häufigen Armleuchteralge (*Chara* sp.) mehr Möglichkeiten sich festzuheften. Die größte Anzahl an Muscheln (über 16.000 pro Substratquadratmeter) gab es in 2 m Tiefe. Bei der Untersuchung von Holzpfählen im Mattsee fand man, dass *D. polymorpha* bevorzugt an Stellen sitzen, die vor zu starker Sonnenbestrahlung und Wellenschlag schützen und wo außerdem *Dreissena*-fressende Wasservögel erschwert hingelangen.

## ABSTRACT

A project was initiated by the order of the "Salzburger Landesregierung" to examine the occurrence and byssal attachment of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. One part of the project discusses observations of mussel attachment on antifouling-mantled artificial surfaces, which have been placed in the Lake Wallersee and Lake Fuschlsee for a few months. Furthermore plankton samplings and transects investigate abundance and densities of the larval and adult form of *D. polymorpha* in both lakes. The other part of the project examines the pattern of adult mussel populations on wooden piles of landing-stages in Lake Mattsee and Lake Grabensee. No mussel appeared on the five tested antifouling surfaces in Lake Fuschlsee. The antifouling AF 4 coating in Lake Wallersee shows more *D. polymorpha* than the control surface without any antifouling. A maximum of 27 larvae per liter in July and a maximum of only 2 per liter in Lake Fuschlsee already in June are an example of differences in the mussel abundance of these two lakes. In Lake Wallersee hard substrates are rare, so adult mussels form clumps on these surfaces. In Lake Fuschlsee there are stones and the algae *Chara* sp. which offer enough possibilities for settlement.

The observations of wooden piles in Lake Mattsee indicate that mussels prefer sun-protected areas as well as low water current and safe places from predators (waterfowls).

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG.....	75
1.1. Ökologie von <i>D. polymorpha</i>	75
1.2. Larvenentwicklung	75
1.3. Ausbreitungsstrategien	75
1.4. Problematik	76
1.4.1 Schäden durch <i>D. polymorpha</i>	76
1.4.2 Ziel der Untersuchung	76
2. MATERIAL UND METHODE .....	76
2.1 Antifoulingbehandelte Holzwürfel als Festsetzobjekte für <i>Dreissena</i> -Larven	76
2.2 Planktonproben	78
2.3 Häufigkeit von <i>D. polymorpha</i>	78
2.4 Aufwuchsmuster	78
3. ERGEBNISSE .....	79
3.1 Antifoulingbehandelte Würfel	79
3.1.1 Besiedlung durch <i>Dreissena</i> -Larven	79
3.1.2 Algenbewuchs	79
3.2 Planktonproben	82
3.3 Häufigkeit von <i>D. polymorpha</i>	83
3.3.1 Wallersee	83
3.3.2 Fuschlsee	84
3.4 Aufwuchsmuster	85
3.4.1 Mattsee	85
3.4.2 Grabensee	85
4. DISKUSSION.....	86
4.1 Aufwuchswürfel	86
4.1.1 Zeitliches Auftreten der Larven	86
4.1.2 Besatz der Antifoulingwürfel	86
4.1.3 Präferenz für bestimmte Würfelseiten	87
4.2 Plankton	87
4.2.1 Zeitliches Auftreten der Larven	87
4.2.2 Larvenanzahl und -größe	88
4.3 Häufigkeiten	89
4.4 Tiefenverteilung	89
4.5 Aufwuchsmuster	89
4.6 Limitierende Faktoren	89
4.6.1 Chemisch-physikalische Parameter	90
4.6.2 Räuber	90
4.6.3 Intraspezifische Konkurrenz	90
4.6.4 Möglichkeiten der Bekämpfung	90
5. ZUSAMMENFASSUNG .....	91
6. DANKSAGUNG .....	92
7. LITERATUR.....	92

# 1. Einleitung

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* wird auch Zebra- oder Wandermuschel genannt, was auf ihr Aussehen (Zick-Zackstreifung) bzw. ihr Verhalten zurückzuführen ist. Der Beiname *polymorpha* weist auf die Variabilität in Farbmuster und Form hin (MORTON 1969). In den letzten 200 Jahren ist sie über die Binnenschifffahrt und künstlichen Kanäle, und in den letzten Jahrzehnten vor allem durch den Tourismus aus dem Gebiet des Kaspischen und Schwarzen Meeres nach Mitteleuropa vorgedrungen (FRANK 1995). Laufend werden neue aquatische Lebensräume von diesem Eindringling besetzt (MÜLLER 1981).

In Österreich wurde die Dreikantmuschel das erste Mal 1870 in der Alten Donau bei Wien gefunden, wohin sie durch einen Bagger vom Suezkanal verschleppt worden war (ZAUNICK 1917). Im Bundesland Salzburg konnte sie das erste Mal 1977 in der Fuschler Ache nachgewiesen werden (HADL et al. 1978). Später wurde sie auch im Wallersee sowie im Mattsee, Obertrumer See und Grabensee dokumentiert (PATZNER et al. 1992a, 1992b).

## 1.1 Ökologie von *D. polymorpha*

Die Dreikantmuschel wird bis zu 4 cm lang und kann in einzelnen Fällen ein Alter bis zu 10 Jahren erreichen (MÜLLER 1981). Es scheint, dass unterschiedliche Lebenserwartung, die in verschiedensten Seen notiert wurde von der Temperatur abhängt. In wärmeren Gewässern leben Mollusken kürzer als in kälteren (STANCZYKOWSKA 1963).

Bei Massenbesiedlung kann eine Dichte von bis zu 30.000 Individuen/m<sup>2</sup> erreicht werden (KLEE 1971). Die größten Populationen finden sich im litoralen und sublitoralen Bereich zwischen 2 und 12 m Tiefe (STANCZYKOWSKA 1964, 1977).

Die Dreikantmuschel hat unter den Süßwassermuscheln eine einzigartige Stellung, da ihre Larven freischwimmend sind und so zu einer weiten Verbreitung beitragen. Mit Proteinfäden, die vom Byssusapparat sekretiert werden, haften die adulten Tiere auf festen Unterlagen. Die Zebromuschel ernährt sich filtrierend von Partikeln, die kleiner als 0,05 mm sind. Im Magen von *D. polymorpha* findet man unter anderem Bakterien, einzellige Grünalgen, Flagellaten, Kieselalgen, aber auch Protozoen, Wimperlarven sowie abgestorbene organische Teile (KLEE 1971). In ihrer Filtertätigkeit liegen die positiven Effekte der Dreikantmuschel. Massenpopulationen haben eine große Fähigkeit Wasser zu reinigen. In Gewässern, die oft sehr trübe sind, kann eine Massenpopulation von Dreikantmuscheln in bestimmter Tiefe eine Schicht

von sehr klarem Wasser verursachen (1 bis 2 m hoch), die durch die Filtertätigkeit hervorgerufen wird (ZICK, unveröff.). Die Angaben in der Literatur über die Filtrieraten von Dreikantmuscheln schwanken zwischen 2 ml und 1,2 l pro Muschel pro Stunde, was vor allem darauf beruht, dass die Filtertätigkeit von vorhandenen gelösten Stoffen im Gewässer bestimmt wird, temperaturabhängig ist und eine sigmoide Beziehung zur Schalenlänge aufweist (KLEE 1971; NOORDHUIS et al. 1992). Ein weiterer Nutzen in Ökosystemen, wo *D. polymorpha* reichlich vorhanden ist, ist die Tatsache, dass sie eine an Proteinen und Kalzium reiche Futterressource für wirtschaftlich interessante Fische und Wasservögel darstellt (CLAUDI & MACKIE 1994).

## 1.2 Larvenentwicklung

Die erste beschaltete Form ist die „D-shape Veliger“, danach entsteht die „Veliconcha“, wobei es keine klar definierten Übergänge gibt. Die Zwischenform wurde mit „D-shape Großform“ betitelt. Das „Pediveliger“-Stadium bildet das letzte im Leben der Larve, das nach dem Siedeln zum Adulttier wird (ACKERMAN et al. 1994). Das Übergangsstadium zur Pediveliger bezeichnet man als „Veliconcha Großform“. Einer der ausschlaggebenden Punkte für das erste Erscheinen der Larven ist die Wassertemperatur, die oberhalb von 12 °C liegen muss (CLAUDI & MACKIE 1994). Bis zu 5 Wochen können sich die Larven im Plankton aufhalten (ACKERMAN et al. 1994). Dabei wachsen die Larven von etwa 50 µm Ausgangsgröße bis über 300 µm. Das Auswählen der Unterlage muss nicht endgültig sein. Dreikantmuscheln können ihre Byssusfäden abstoßen und sich wieder durch Wasserströmungen im Freiwasser treiben lassen (STANCZYKOWSKA 1977).

## 1.3 Ausbreitungsstrategien

Vorteile sind die große Anzahl der Eier (ein Weibchen kann bis zu 1 Mill. Eier in zwei Jahren abgeben) (WALZ 1978), freischwimmende Larven, einige Tage lang im trockenen Zustand überdauerungsfähig, Anheftung durch Byssusfäden an Schiffen (Verbreitung als „blinder Passagier“), Verbreitung auch durch Wasservögel (STANCZYKOWSKA 1977). Sogar Angler haben zur Verbreitung in Kiesweihern beigetragen, indem sie einige als Angelköder verwendete Muscheln freiließen (PATZNER et al. 1992b).

Die Dreikantmuscheln haben große ökologische Toleranzen (STANCZYKOWSKA 1977). Sie sind an verschiedene Temperaturbereiche adaptiert (Italien bis Schweden), sie werden in Seen mit stark veränderbaren Säuregehalten und Kalziumwerten

gefunden, weiters in statischen aber auch variablen Fließgewässern, in oligotrophen, aber auch eutrophen Gewässern sowie im Brackwasser. Zebrauscheln halten auch Umweltverschmutzungen stand, obwohl sie in stark belasteten Gewässern nicht vorkommen. Bei ungünstigen Bedingungen können sie ihre Schalen bis zu zwei Wochen schließen (CLAUDI & MACKIE 1994). Am wichtigsten für Wachstum und Reproduktion sind Temperatur, Kalzium-Gehalt und pH-Wert, weniger wichtig Nährstoffe wie Phosphorgehalt, Sichttiefe und Sauerstoff (RAMCHARAN et al. 1992).

## 1.4 Problematik

### 1.4.1 Schäden durch *D. polymorpha*

Die Dreikantmuschel hat sich so stark verbreitet, dass sie gebietsweise zu einem großen Problem geworden ist. Sie setzt sich an Steinen und Pfählen fest, wodurch Reusen und Fischernetze zerstört werden. Auch durch direktes Besiedeln der Netze können große Schäden entstehen. An Badestränden verursachen sie Schnittverletzungen bei direktem Kontakt (PATZNER et al. 1992b). Die Lage von Bojen kann sich verändern, wenn Klumpen von *D. polymorpha* sie in die Tiefe ziehen. Auch die Großmuschelfauna ist bedroht, da sich die Dreikantmuschel auf Teich- und Malermuscheln festsetzen und diese schließlich zum Absterben bringen (PATZNER & MÜLLER 1996). Weiters sind industrielle Anlagen gefährdet, die Brauchwasser aus Gewässern beziehen, in denen *D. polymorpha* auftritt. Die sehr kleinen Larven (50 µm), schlüpfen durch die

meisten Siebe und Filteranlagen, und setzen sich in den Rohrleitungen fest, was zu einer Verstopfung führt (SIESSEGGGER 1971). Andererseits korrodieren Eisen und Stahlkonstruktionen unter Wasser, an denen tausende Muscheln mit ihren Byssusfäden haften, schneller, weil sich Bakterien zwischen der Unterlage und den Fäden ansiedeln und durch anaerobe Respiration Säurekomponenten produzieren, die den Stahl bzw. das Eisen angreifen (CLAUDI & MACKIE 1994). Weiters verursachen die angehefteten Tiere große Probleme an Schiffen und Booten. Nicht nur das Entfernen kostet viel Zeit und Geld. Festsitzenden Muscheln bremsen die Boote und verursachen höhere Treibstoffkosten.

### 1.4.2 Ziel der Untersuchung

Es wurden bisher verschiedene Versuche unternommen, um Schäden durch die Dreikantmuschel zu vermindern oder durch Bekämpfung die Art erst gar nicht auftreten zu lassen (Übersicht bei CLAUDIE & MACKIE 1994). Physikalische, chemische und biologische Methoden wurden versucht. Bisher wurde jedoch kein wirklich effektives Mittel gefunden. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Wirksamkeit von Bootsanstrichen (Antifouling) auf ihren Bewuchs hin zu testen, und durch Substratuntersuchungen und Planktonproben mehr über das Vorkommen der Dreikantmuschel in den Salzburger Seen zu erfahren. Die Untersuchung von Pfählen sollte zeigen, in welcher Weise sich diese Muschel an im Wasser befindlichen Objekten anheftet und wie sich Sonnenbestrahlung oder Strömung auf den Bewuchs auswirken.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Antifoulingbehandelte Holzwürfel als Festsetzobjekte für *Dreissena*-Larven

Jeweils 6 Holzwürfel aus Lärchenholz (fünf antifoulingbehandelte und ein Kontrollwürfel mit einfacher Grundierung) mit den Maßen 10 x 10 x 10 cm wurden Anfang Mai 1998 im Wallersee und Fuschlsee eingesetzt (Abb. 1). Da die beiden Seen in ihrer Produktivität sehr unterschiedlich sind, wurden sie zum Vergleich ausgesucht. Die Standorte wurden so gewählt, dass die Versuchsanordnung über den Beobachtungszeitraum ungestört bleiben konnte.

Der im Salzburger Alpenvorland liegende **Wallersee** (nordöstlich der Stadt Salzburg) ist ein mesotropher See, mit einer maximalen Tiefe von 23,3 m und einer Fläche von 6,1 km<sup>2</sup>. Seit den 1960er Jahren stark mit Nährstoffen belastet, wurde seine Wasserqualität durch Maßnahmen wie Ringkanalisation und

Düngeverordnungen deutlich besser (JÄGER 1986). Die Würfel wurden im Bereich des Strandbades Seekirchen etwas abseits vor dem Schilfgürtel gegenüber der Fischach, am äußeren Rand des Schwimmblattgürtels ausgesetzt (Abb. 1). Ausrichtung der Würfel: 30° West.

Der **Fuschlsee** (östlich der Stadt Salzburg) ist als oligotroph einzustufen. Er ist 66,9 m tief und hat eine Fläche von 2,65 km<sup>2</sup>. Der gesamte Wasserkörper erreicht nie so hohe Temperaturen wie der Wallersee (JÄGER 1986). In der Bucht vom Schloss Fuschl in unmittelbarer Nähe der Fischerei, etwa 20 m vom Ufer entfernt (Abb. 1). Ausrichtung der Würfel: Norden.

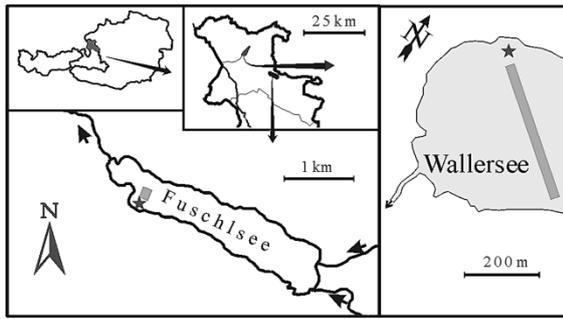


Abb. 1: Lage der ausgesetzten Würfel (Sterne) im Fuschl- und Wallersee. Die grauen Linien zeigen die Transekte, an denen die Häufigkeiten aufgenommen wurden.

**Grundierung für alle Würfel:** Teerfreie Epoxidgrundierung.

**Kontrollwürfel:** Leicht bernsteinfarbenes und niedrigviskoses, flüssiges Epoxidharz und schneller Härter (Formulierung von Polyaminen von mittlerer Viskosität) als Grundmaterial für Gemische und als Anstrich für den Kontrollwürfel.

**Antifoulinganstrich 1 (AF 1):** Selbstpolierendes, zinnfreies Antifouling, basierend auf einem Acryl-Binder; es erfüllt alle Anforderungen der geltenden Umweltbestimmungen.

**Antifoulinganstrich 2 (AF 2):** Selbsterodierendes Hartantifouling auf Kupfer-Copolymerbasis, mehr aktive Inhaltsstoffe.

**Antifoulinganstrich 3 (AF 3):** Hartantifouling

**Antifoulinganstrich 4 (AF 4):** Basiert auf Wasser; harte, bürstenfeste Beschichtung, eignet sich für geringe bis mittlere Bewuchsverhältnisse, polierfest.

**Antifoulinganstrich 5 (AF 5):** Reibungsarmes, dünnschichtiges Teflon-Antifouling; superglatte Oberfläche, ohne organische oder fettlösende Gifte.

In etwa monatlichen Abständen (von Mai bis Oktober) wurden die Würfel auf Bewuchs von Algen und die Besiedlung durch *D. polymorpha* auf den einzelnen Würfelseiten überprüft. Bei größeren Mengen wurde die Anzahl geschätzt. Zugleich wurden die Lufttemperatur, die Temperatur an der Wasseroberfläche und im Bereich der Würfel sowie der Wasserstand über den Würfeln gemessen.

Anfang Dezember 1998 wurden die Würfel aus den Seen entfernt und in eine Fixierlösung (Glutaraldehyd-Formaldehydgemisch) überführt. Danach wurden die einzelnen Seiten der Würfel endgültig auf ihren Bewuchs untersucht und die Anzahl der festsitzenden *D. polymorpha* ausgezählt.

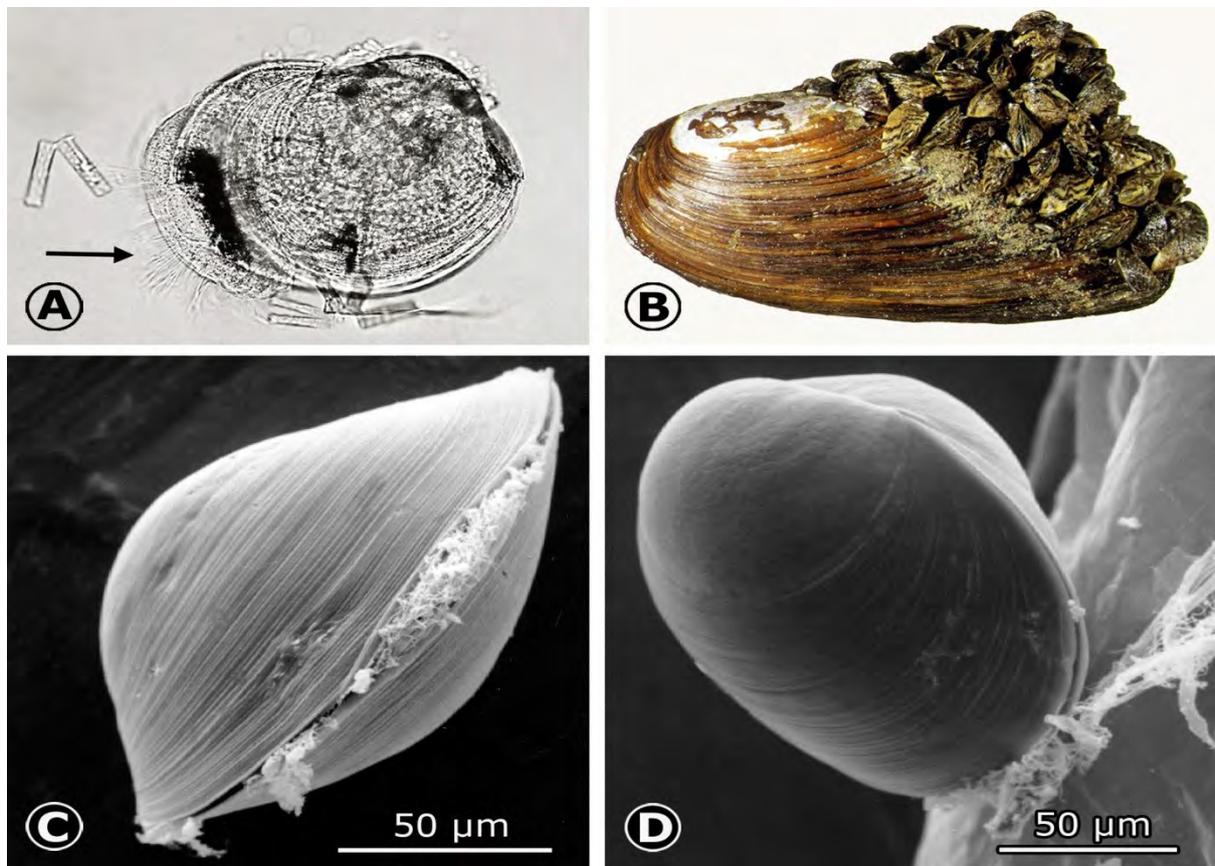


Abb. 2. A *Dreissena Velicorcha* Großform (Höhe 200 µm) mit Wimpernkranz (Velum, Pfeil) und Kiesalgenartefakten, aus dem Wallersee. B Klumpen von *Dreissena* auf *Anodonta cygnea* aus dem Wallersee. C REM-Bild einer juvenilen *Dreissena*, Byssusfäden zwischen den Schalen sichtbar. D wie C, mit Byssusfäden am Substrat angeheftet.

## 2.2 Planktonproben

Ende März 1998 und monatlich von Mai bis Oktober wurden Planktonproben mit einem Netz (Maschenweite 50 µm) eingeholt. Im Wallersee wurde das Plankton über dem tiefsten Bereich des Sees geholt, im Fuschlsee in der Bucht, in der die Aufwuchswürfel standen. Es wurden Vertikalzüge von 12 bis 0 m Tiefe gemacht. Ein Teil wurde lebend ausgezählt, der Rest in 10 %igem Formaldehyd fixiert und dann ausgezählt. Einige Larven wurden vermessen (Höhe und Länge). Aus der Durchflussmenge des Planktonnetzes wurde die Anzahl der Larven pro Liter errechnet. Aus der Oktoberprobe des Wallersees wurden einige Lebendfotos gemacht (Abb. 2A).

Juvenile *Dreissena* im ersten Stadium nach der planktonischen Phase wurden mit einem Glutaraldehyd-Formaldehydgemisch fixiert und im Rasterelektronenmikroskop untersucht (Abb. 2C, D)

## 2.3 Häufigkeit von *D. polymorpha*

Im **Wallersee** wurde im Oktober 1998 einige Stunden lang ein Transekt nach *D. polymorpha* abgesucht (Abb. 1). Da hier schlammiges Substrat vorherrscht, wurde besonders nach Klumpen (Abb. 2B) von Dreikantmuscheln auf Steinen, Großmuscheln, und anderen Hartsubstraten geachtet. Funde stammen aus den Tiefen 0,5 m, 1 m, 1,5 m, 2,5 m, 3,5 m und 5 m. Darunter wurde kein Klumpen gefunden. Die Individuen einiger Klumpen wurden ausgezählt.

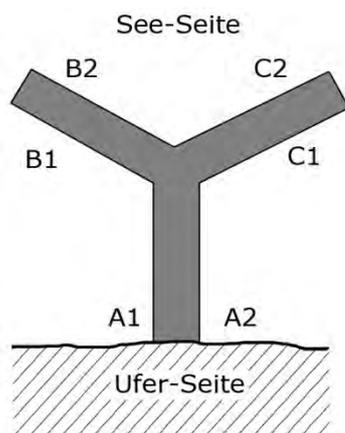


Abb. 3. Bootssteg im Mattsee  
Blickrichtung Nordost

Im **Fuschlsee** wurden im September und Oktober 1998 Tiefen von 0,5 m, 1 m, 2 m, 4 m, 6 m und 8 m auf *Dreissena*-Vorkommen überprüft. Die Breite des Transekts betrug 25 m. Der Fuschlsee fällt hier bereits nach wenigen Metern steil ab. Taucherinnen brachten sämtliches Substrat von einer Fläche von 50 x 50 cm (je 6 x pro Tiefenstufe bis zu 6 m Tiefe, 1 x aus 8 m Tiefe) zum Auszählen ins Boot. In 0,5 m Tiefe waren noch Steine als Substrat vorherrschend, ab 1 m Tiefe überwog die Armleuchteralge *Chara* sp. als Aufwuchssubstrat für die Muschel. Die Fläche des Aufwuchssubstrates wurde vermessen.

## 2.4 Aufwuchsmuster

Im **Mattsee** (neben Bootsverleih Steiner) und **Grabensee** (Campingplatz Pernau) wurden Pfähle von Bootsstegen auf ihren *Dreissena*-Bewuchs untersucht. Die Wassertiefe, Lage des Bewuchses, Windrichtung, Wellenexposition sowie Bewuchs auf die verschiedenen Himmelsrichtungen bezogen, wurde aufgenommen. Aufnahmezeitpunkte: Herbst 1998 im Mattsee, Frühjahr 1999 im Grabensee.

Im **Mattsee** wurden 24 von 70 Pfählen eines Steges untersucht (Abb. 3). Pro Stegseite (A 1 bis C 2) wurden 4 Pfähle ausgesucht und beschrieben. Die Wassertiefe zum Zeitpunkt der Aufnahme schwankte von 90 cm in Ufernähe bis 150 cm an den einzelnen Pfählen. Wind von Nordwest. Im **Grabensee** waren es 20 Pfähle, verteilt auf alle Stegseiten (Abb. 4). Die Seiten E, F und G besaßen Metallverkleidungen an den Holzpfählen

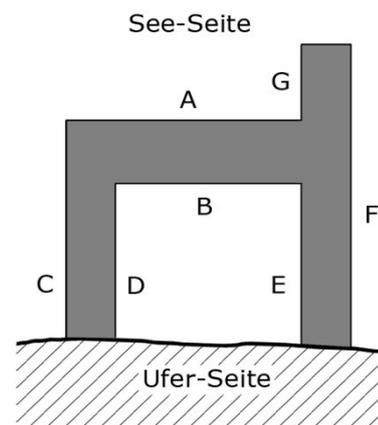


Abb. 4. Bootssteg im Grabensee  
Blickrichtung Südost

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Antifoulingbehandelte Würfel

#### 3.1.1 Besiedlung durch *Dreissena*-Larven

**Kontrollwürfel:** Die Muscheln auf den beiden Würfeln waren eher randständig in der Nähe der Kanten zu finden. Ende August wurden im **Wallersee** die ersten festhaftenden *D. polymorpha*-Individuen gezählt. Es waren ca. 120 Exemplare (maximal 4 mm), wobei etwa 80 davon auf der Unterseite zu finden waren. Auf der Vorderseite fanden sich 4, auf der Rückseite 5, und auf der Oberseite 30 Muscheln. Im September stieg die Anzahl auf der Oberseite auf 50 Exemplare an und sank dann wieder auf 9 und schließlich auf 4 Muscheln im Dezember. Die Anzahl auf der Unterseite blieb im September bei ca. 80 Individuen konstant. Im Dezember waren es nur noch 66 gezählte Exemplare (2 – 14 mm groß) (Abb. 5B). Auf der Vorderseite waren im September ca. 80 Muscheln zu finden, danach aber keine mehr. Die Rückseite war nie mit mehr als 7 Tieren besetzt. Im Dezember waren es noch 5. Auf den Seiten waren nur im Dezember 2 Muscheln zu sehen. Im **Fuschlsee** wurden die ersten Dreikantmuscheln (30 auf der Unterseite) am 20. August entdeckt. Ende August waren es auf der Unterseite bereits über 140, die kleinsten mit 2 mm und wenige große mit 6 mm Länge. Die Oberseite wies 10, die Rückseite 2 Exemplare auf. Zu späterem Zeitpunkt waren auf der Oberseite sowie auf der Rückseite keine *D. polymorpha* mehr zu finden. Auch die Vorderseite blieb frei von *D. polymorpha*. Die Anzahl auf der Unterseite sank im September auf ca. 100 und im Dezember wurden noch 96 Exemplare gezählt (1 - 11 mm Größe) (Abb. 5C).

**Antifoulinganstrich 1 (AF 1):** Auf diesem Würfel setzten sich während der ganzen Periode im **Wallersee** nur 3 Exemplare fest (im Dezember 10, 7 und 3 mm groß). Sie saßen an der Unterseite des Würfels, wo mit einer Schraubenmutter der Würfel befestigt war. Im **Fuschlsee** wurde keine *D. polymorpha* gefunden.

**Antifoulinganstrich 2 (AF 2):** Der Würfel blieb bis auf ein 11 mm großes Exemplar auf der Unterseite des **Wallersee**würfels im Dezember unbesetzt.

**Antifoulinganstrich 3 (AF 3):** Im **Wallersee** wurden im Dezember auf der Unterseite 7 Exemplare mit Größen von 3 bis 15 mm gefunden. Aber auch nur an der Stelle, wo die Befestigungsmutter saß. Im **Fuschlsee** fand sich nach dem Beobachtungszeitraum keine Dreikantmuschel. Im August konnte an der Würfelunterseite ein größeres Exemplar auf einer Köcherfliegenlarve beobachtet werden, die später wieder verschwand.

**Antifoulinganstrich 4 (AF 4):** Auf diesem Würfel wurden bereits Ende August die ersten festsitzenden Muscheln (maximal 4 mm) im **Wallersee** beobachtet. Die meisten befanden sich auf der Unterseite (>200 Individuen). Auf der Rückseite wurden 2, auf der Oberseite 10 und auf den Seiten wurden ebenfalls 10 Muscheln gezählt. Die Anzahl stieg während des Sommers an. Im September wurden insgesamt mehr als 340 Tiere gezählt, wobei die meisten auf der Unterseite zu finden waren. Erst im Dezember sank die Anzahl der Muschel auf den Würfelseiten (Abb. 5D): 335 Exemplare (2 – 14 mm), wobei 259 auf der Unterseite zu finden waren, auf der Oberseite 12, auf der Vorderseite 11, Rückseite 7 und auf den beiden Seiten zusammen 35. Im **Fuschlsee** wurde nur im Dezember eine Dreikantmuschel zwischen Köcherfliegenlarven auf der Unterseite gefunden (Abb. 5E).

**Antifoulinganstrich 5 (AF 5):** Im **Wallersee** wurden Ende September 2 Muscheln auf der Unterseite entdeckt, die sich aber wieder lösten. Im **Fuschlsee** wurde eine Muschel innerhalb einer Eiergallerte auf der Unterseite Ende August gefunden, auch hier war später keine Dreikantmuschel mehr zu finden.

#### 3.1.2 Algenbewuchs

Oberseitige Ablagerungen, die von der Kalkfällung herrühren, waren sehr häufig. Die Unterseiten wurden im **Fuschlsee** allgemein von Köcherfliegenlarven (Abb. 5C, E) genutzt und blieben von Algen verschont.

**Kontrollwürfel:** Hier gab es den meisten Bewuchs im **Wallersee** und **Fuschlsee**, wobei im letztgenannten See das Algenwachstum allgemein sehr gering war. Es fanden sich Grünalgenagallerten, orange-braune Algenkugeln, Kieselagen, fädige Grünalgen, kugelige Blaualgen in Gallerte, geschlungene breite Grünalgenbänder, insgesamt sehr viele Grünalgenfäden: *Ulothrix* sp., *Cladophora* sp., braune Bänder, wenige Blaualgen. Insgesamt alles gemischt.

Anfang Juli war der Würfel im **Wallersee** noch nicht sehr bewachsen. Jedoch ca. 2 Monate nach dem Einsetzen wurde starker Bewuchs auf allen Seiten festgestellt und Ende August waren alle Seiten bereits einige Millimeter dick mit Algen überzogen. Die Vorderseite hinkte mit dem Bewuchs etwas nach. Im **Fuschlsee** gab es Mitte September noch unter 10 % Bewuchs auf der Oberseite, Pilzspuren an Vorder- und Seiten. An der Unterseite wurden nur geringe

Spuren von Algen gefunden. Am Ende der Beobachtungssaison war der Bewuchs mit 10 % auf der Rückseite und Oberseite eigentlich sehr gering. Die Seiten hatten 5 % Algen, Vorder- und Rückseite waren von einem Pilz bewachsen.

**Antifoulinganstrich 1 (AF 1):** Stellte den Würfel mit dem geringsten Bewuchs dar. Algengruppen: Mehr Kieselalgen als auf dem AF 3 Würfel, sehr viele Formen. *Cymbella* sp., sternförmige Kolonien, Grünalgen: kleine kugelige Chlorococcales, *Pediastrum* sp., einige braun-orange gefärbte Fäden und kugelige in Gallerten.

Erst nach über 4,5 Monaten (Ende September) im Wallersee an der Unterseite 10 % Algen, an der Oberseite 50 % Ablagerungen. Vorderseite: 10 % Algen, Rückseite nichts. Bis zum Dezember stieg an der Unterseite der Algenbewuchs auf 50 %. Sonst nur geringfügig. Im Fuschlsee Ende September 50 % Ablagerungen auf der Oberfläche, im Dezember 30 % Bewuchs auf der Oberseite, Seiten 5 %, sonst unter 5 %.

**Antifoulinganstrich 2 (AF 2):** Algengruppen: Nicht so viele Kieselalgen, braun orange Ketten, wenig Grünalgen, kugelige und fädige, und Blaualgengallert. Bis auf vermehrte Ablagerungen auf der Oberseite ab September blieb der Algenbewuchs im Wallersee sehr gering bei 10 %, an der Unterseite etwas mehr (40 %). Erst im Dezember stieg der Bewuchs auf 80 – 90 % an wobei am meisten auf der Vorder- und auf den Seitenseiten los war. Im Fuschlsee 60 % Bewuchs und Ablagerungen Ende September auf der Oberseite, im Dezember 30 % auf Oberseite, Seiten 50 %, Rückseite 50 %, Vorderseite 40 %.

**Antifoulinganstrich 3 (AF 3):** Grünalgen dominierten, kugelige Formen und kugelige mit Gallerten, wenig Blaualgen in Gallerten, nur wenig fädige Grünalgen (sehr klein und dünn). Büschelförmige Kieselalgen und verschiedenste pennate Formen wie *Tabellaria* sp., *Eunotia* sp., *Fragilaria crotonensis*, *Navicula* sp., *Synedra* sp. und andere.

Hier wurden im Wallersee auch erst im September vermehrt Algen beobachtet, an der Unterseite am wenigsten mit nur 10 %. Ober und Rückseite wiesen 80 % auf. Vorderseite 20 % und Seiten mit 60 %. Die Unterseite blieb am wenigsten bewachsen bis zum Dezember, wo aber der Bewuchs allgemein anstieg,

bis auf 80 %. Fuschlsee Ende August bereits wenig Grünalgenpunkte, Mitte September bereits 50 % Grünalgen auf der Oberseite, sonst nur Pünktchen von Grünalgen auf den anderen Seiten, außer auf der Unterseite. Ende September: 60 % auf Oberseite, Vorder- und Rückseite Pünktchen, Seitenseiten 5 % Grünalgen, Unterseite nichts. Im Dezember auf Oberseite geringer Bewuchs unter 10 %, auf den restlichen Seiten 5 % außer auf der Unterseite.

**Antifoulinganstrich 4 (AF 4):** Zeigte im Wallersee sehr starken Bewuchs, im Fuschlsee hingegen fast nichts. Es fanden sich viele verschiedene kugelige und fädige Grünalgen, kugelige Blaualgen, viele verschiedene Diatomeen.

Im Wallersee bereits am 11. 07. 1998 nach 2 Monaten leichter Bewuchs (mehr als auf den anderen Antifoulingwürfeln), auf der Unterseite. Mitte September bereits 80 – 90 % Bewuchs auf den einzelnen Seiten, und 100 % Ablagerungen auf der Oberseite. Im Fuschlsee Mitte September bereits 60 % Bewuchs auf der Oberseite, sonst geringfügig. Ende September: 90 % auf der Oberseite inklusive Ablagerungen, sonst geringfügig. Im Dezember 100 % auf der Oberseite, Seiten 5 % sonst weniger als 5 %.

**Antifoulinganstrich 5 (AF 5):** Allgemein wenig Grünalgen, Kieselalgen auch büschelige Formen, kugelige grüne in Gallerte, wenig fädige, wenig großkugelige, viele sternförmige Kolonien, mehr braune Kugeln, kugelige Blaualgen.

Hier begann im Wallersee vermehrter Bewuchs auch im September. An der Ober- und Vorderseite war am

meisten Bewuchs, an der Unterseite nur 10 %. Rückseite: 20 %. Auch an den Seiten war bis zu 80 % Bewuchs feststellbar. Ende September war der Bewuchs schon sehr hoch, mit 80 % auf der Vorderseite und 100 % auf der Oberseite. Rückseite: 10 %. Im Dezember erreichten die Algen 90 % Bewuchs außer 40 % auf der Vorder- und 60 % auf der Rückseite. Fuschlsee 13.09: 60 % auf Oberseite, Ende September 10 %, im Dezember Oberseite 50 %, Rückseite 10 %, Seitenseiten 5 %, Vorderseite nichts.

Es gab keine Präferenz der Algengroßgruppen auf bestimmten Würfeln, nur die Anzahl und Menge war unterschiedlich. Allgemein ein sehr gemischtes Gefüge. Nur fädige Grünalgen waren bevorzugt am Kontrollwürfel und am VC–Aqua Würfel.

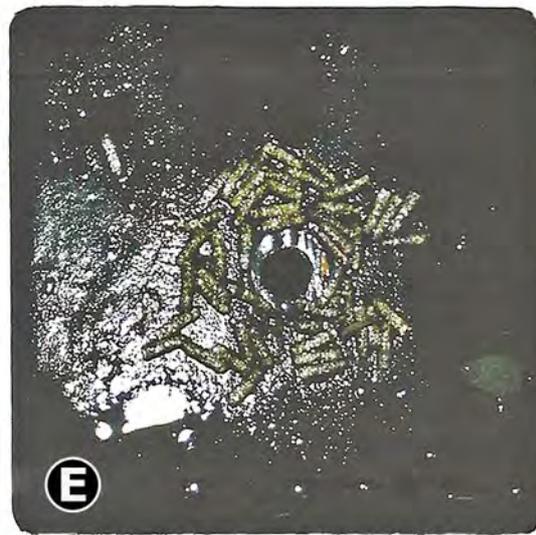
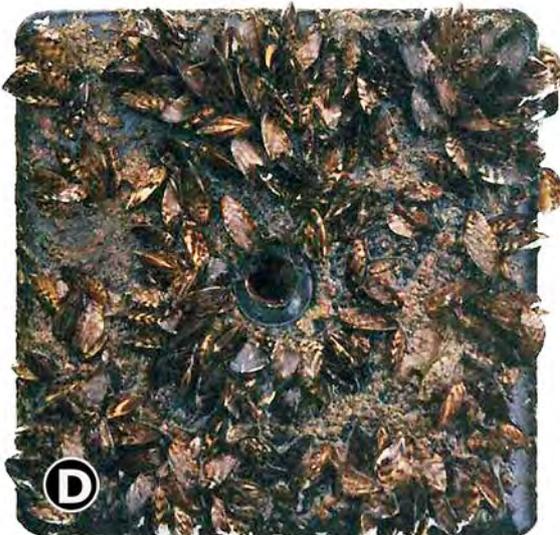
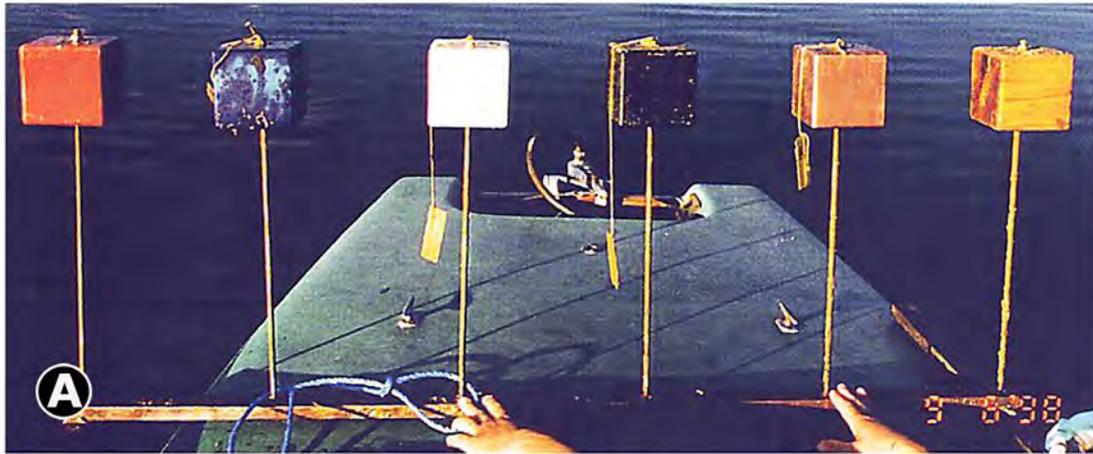


Abb. 5: **A** Versuchsanordnung der Antifoulingwürfel. Von links nach rechts: Seeguardian, Mikron CSC, MPX, VC-Aqua 12, VC 17m, Kontrollwürfel. **B** Unterseite des VC-Aqua Würfels aus dem Wallersee. Dezember 1998. Deutlich von *Dreissena* besiedelt. **C** Unterseite des VC-Aqua Würfels aus dem Fuschlsee. Dezember 1998. Köcherfliegenlarven um die Mitte zentriert. **D** Unterseite des Kontrollwürfels aus dem Wallersee. Dezember 1998. Starker Algenbewuchs und *Dreissena*. **E** Unterseite des Kontrollwürfels aus dem Fuschlsee. Dezember 1998. Köcherfliegenlarven und *Dreissena*, sehr wenig Algen.

### 3.2 Planktonproben

Im März wurden weder im Wallersee noch im Fuschlsee *Dreissena*-Larven festgestellt. Im Sommer zeigten sich beträchtliche Unterschiede zwischen den beiden Seen in der Häufigkeit der Larven. Im **Wallersee** betrug die höchste Anzahl im Plankton 27 Larven/Liter im Juli (Abb. 6), während die Anzahl im **Fuschlsee** mit 2 Larven/Liter schon ihr Maximum im Juni erreichte (Abb. 7).

Die Temperaturen erreichten im Mai in beiden Seen schon über 15 °C (Abb. 6, 7), ausreichend für das Erscheinen der ersten Larven. Ende März lag die Temperatur im Wallersee bei 6,6 °C und im Fuschlsee bei 4,2 °C. Die Maximaltemperatur wurde im

Wallersee am 28. Juli mit 22,4 °C, und im Fuschlsee am selben Tag mit 20,3 °C gemessen. Ende Juni bis Ende August erreichten die Larvenanzahlen ihr Maximum. Im Wallersee fällt die Larvenanzahl im Plankton von Ende August bis Ende September stark ab (auf 1/8). Mit 2 Larven pro 100 Liter Seewasser Ende Oktober im Fuschlsee und 7 pro 100 Liter im Wallersee ging die Schwärmzeit der Larven zu Ende. Tabelle 1 zeigt die Abmessung einiger Larven (siehe Abb. 2A). „D-shape Großform“ und „Veliconcha Großform“ bilden die Übergänge einzelner Larvenstadien, da es keine scharfen Abgrenzungen dazwischen gibt.

Tab. 1: Höhe (H) und Länge (L) einzelner Larvenstadien von Planktonproben aus dem Wallersee und Fuschlsee.  
\* alle vergemessenen Larven hatten die gleich Größe

See (Datum)	Messung	D-shape	D-shape Großform	Veliconcha	Veliconcha Großform	Pediveliger
Wallersee (28.07.)	H (µm)	82 - 118	153 - 141	141 - 177	188 - 222	200 - 259
	L (µm)	106 - 141	141 - 165	188 - 212	212 - 235	235 - 283
Fuschlsee (28.07.)	H (µm)	71 - 94	118*	141 - 165	188 - 212	224 - 235
	L (µm)	71 - 118	141*	165 - 188	200 - 235	235 - 259
Wallersee (24.09.)	H (µm)	94 - 129		141 - 165	188 - 200	235*
	L (µm)	118*		177 - 188	212 - 235	235 - 271
Wallersee (24.08.)	H (µm)	71 - 118	129 - 153	165 - 188	188 - 259	259*
	L (µm)	94 - 153	165 - 177	188 - 222	212 - 282	282 - 282

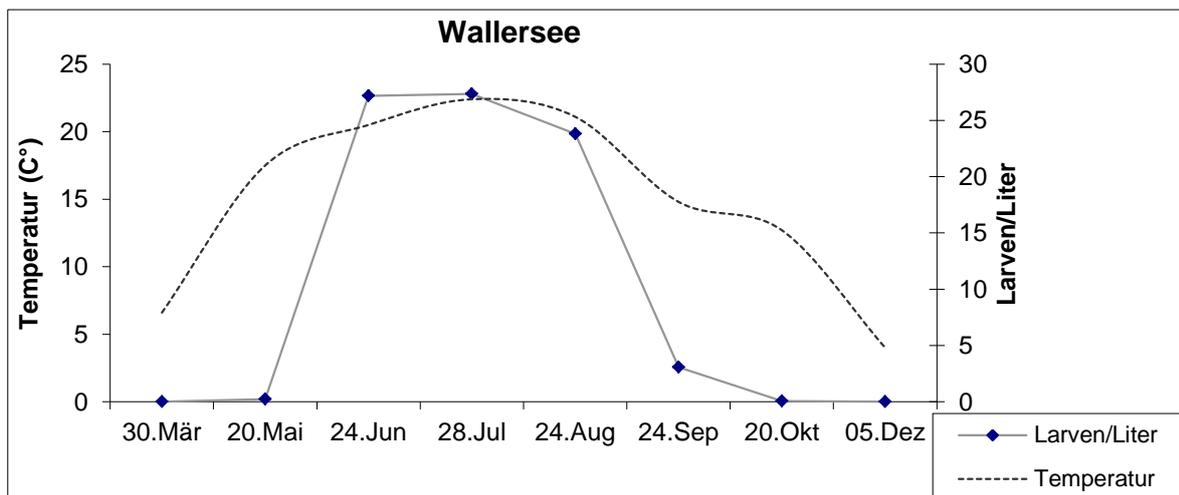


Abb. 6: *Dreissena*-Larven/Liter im Wallersee und Temperatur an der Wasseroberfläche

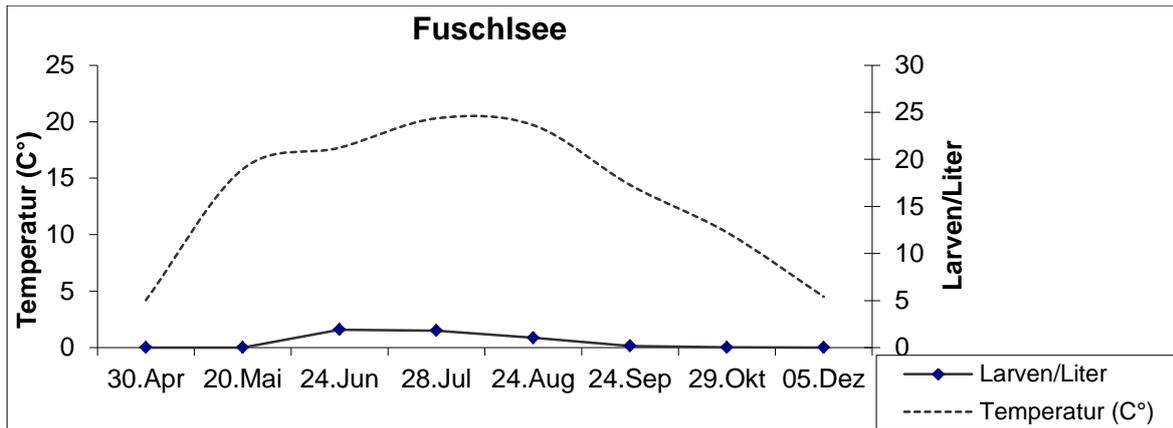


Abb. 7: *Dreissena*-Larven/Liter im Fuschlsee und Temperatur an der Wasseroberfläche

### 3.3 Häufigkeit von *D. polymorpha*

#### 3.3.1 Wallersee

Beschreibung des Transekts:

**0,5 m:** Klumpen direkt nebeneinander, stecken im Schlamm

Stein 1: 3.080 cm<sup>3</sup>, große Exemplare mit 3 bis 3,5 cm, mit Algen bewachsen, lebend, kleinere Exemplare mit 0,5 cm, viele abgefressene Muscheln. Stein 2: 512 cm<sup>3</sup>, große, teilweise tote Exemplare mit bis zu 4 cm Länge und mehr als 100 kleinere mit 1 bis 1,5 cm Länge.

**1 m:** Alle Klumpen sind auf *Anodonta cygnea*. *Anodonta*: im Mittel 13 cm lang und 5,8 cm breit: große Exemplare mit 2,5 bis 4 cm Länge, kleinere mit 0,2 bis 0,5 cm Länge.

**1,5 m:** Klumpen auf *Anodonta* und auf größeren *Dreissena*-Exemplaren  
*Anodonta*: über 50 Tiere mit 2,5 bis 3,5 cm. Auf jeder großen *D. polymorpha*: bis zu 20 kleinere Exemplare; Tiere, die sich im Schlamm befinden sind abgestorben und bilden neues Substrat für andere Exemplare.

**2,5 m:** *Anodonta*: 14 cm lang 7 cm breit, darauf größeres Exemplar mit 3,5 bis 3,8 cm Länge, auf den größeren Exemplaren befinden sich Jungtiere von 0,5 bis 0,6 mm Länge. Außerdem unzählige diesjährige Exemplare > 0,2 mm.

**3,5 m:** Größe eines Klumpens (alle sind etwa gleich groß): 490 cm<sup>3</sup>, größere Exemplare (3,5 - 4 cm), kleinere mit 1,5 bis 1,8 cm Länge, über 200 Exemplare, die von diesem Jahr stammen mit 0,2 bis 0,6 cm Länge.

**5 m:** Rohrleitung (neu), wenige Exemplare am Rand, vereinzelt kleinere Klumpen auf *Dreissena*: 352 cm<sup>3</sup> groß: Großtiere (3 - 4 cm), wobei die unteren abgestorben waren, Kleinere (1,3 - 2 cm), von diesem Jahr (0,3 - 0,5 m),

**6,4 m:** weder Muscheln, noch brauchbares Substrat vorhanden.

Die Häufigkeit der *Dreissena*-Klumpen wurde in vier Stufen unterteilt:

- Häufigkeit 0: keine Muschel wurde gefunden
- Häufigkeit 1: ein *Dreissena*-Klumpen auf etwa 100 m<sup>2</sup>
- Häufigkeit 2: ein Klumpen auf etwa 10 m<sup>2</sup>
- Häufigkeit 3: ein Klumpen auf etwa 1 m<sup>2</sup>
- Häufigkeit 4: mehrere Klumpen innerhalb 1 m<sup>2</sup>

Die größten Häufigkeiten wurden bis 1 m Tiefe festgestellt, unterhalb von 6 m Tiefe wurden keine lebenden Exemplare mehr gefunden (Tab. 2).

Tab. 2: Häufigkeit der *Dreissena*-Klumpen und Anzahl der adulten Tiere pro Klumpen in den einzelnen Tiefen.

Tiefe (m)	Häufigkeit Klumpen	Aufwuchssubstrat	<i>Dreissena</i> -Anzahl/Klumpen
0,5	4	Steine, Holz, <i>Anodonta</i> , <i>Dreissena</i>	226
1	4	<i>Anodonta</i>	175
1,5	3	<i>Anodonta</i> , <i>Dreissena</i>	1000
2,5	1	<i>Anodonta</i>	334
3,5	2	<i>Anodonta</i> , <i>Dreissena</i>	275
5	1	<i>Dreissena</i>	149
6,4	0		

### 3.3.2 Fuschlsee

Beschreibung des Transekts:

**0,5 m:** Steine und Kies herrschen vor. Die Muscheln befanden sich innerhalb eines Rahmens bevorzugt auf Steinen, ab einer Größe von ca. 8 x 5 cm. Dabei versammeln sie sich eher randständig auf der Oberseite, bzw. auf den Seiten der Steine. Es wurden einige abgerissene Byssusbüschel gefunden.

**1 m:** Steine und Armelechteralgen *Chara* sp. werden als Substrat verwendet. Deshalb wurde hier die Anzahl der Muscheln einmal auf das Substrat Steine bezogen und einmal auf die Armelechteralge (Tab. 3). Steine werden zum Festsetzen bevorzugt. Auch hier abgerissene Byssusfäden. In den Algenbeständen sind oft abgestorbene noch nicht sehr große (1 cm) Dreikantmuscheln zu finden.

**ab 1,5 m:** Nur noch *Chara* als Unterlage für das Festhaften der Veliger.

**2 m:** Hier finden sich die größten Anzahlen von Muscheln mit über 16.000 Individuen pro Substratquadratmeter.

**in 2, 4 und 6 m:** Die Bestände von *Chara* sind teilweise sehr dicht. Hier halten sich die Tiere vor allem an den Nodien der Pflanze auf.

**8 m:** Nur ein Rahmeninhalt mit 580 ausgezählten Tieren. Die Höhe der Pflanzen beträgt hier über 1 m.

Die Anzahl der Tiere wurde einerseits auf die Fläche des Rahmens (Bodenfläche) bezogen, und andererseits auf das in dem Rahmen ausgemessene Substrat, welches nicht regelmäßig verteilt war (Tab. 3).

Tab. 3: Anzahl von *D. polymorpha* in jeweils 6 Messrahme (50 x 50 cm) pro Tiefenstufe. In der letzten Spalte wurde die Anzahl der Muscheln auf die Fläche des im Rahmen ausgemessenen Substrates bezogen.  
\* Mittelwerte, \*\* Stein/*Chara*

Tiefe (m)	<i>Dreissena</i> /Rahmen	<i>Dreissena</i> /m <sup>2</sup> *	<i>Dreissena</i> /Substrat-m <sup>2</sup> *
0,5	3 - 30	60	220
1	25 - 114	257	1014/1543**
2	173-850	1331	16106
4	50 - 1.500	1513	1347
6	4 - 786	974	1035

### 3.4 Aufwuchsmuster

#### 3.4.1 Mattsee

Die Pfähle wiesen alle ein ähnliches Muster auf (Abb. 8, 9).

Beschreibung der Pfähle:

**A 1:** Vom Seegrund nach oben sind Exemplare von *D. polymorpha* rundherum meist flächendeckend bis 100 cm unter der Wasseroberfläche vorhanden. Darüber befinden sich vereinzelte Tiere, oder Klumpen auf der Steg zugewandten Seite im Sonnen- und Wellenschatten, bis im Durchschnitt 58 cm unter der Wasseroberfläche. Die größten Klumpen sind 5 x 5, bzw. 10 x 5 cm groß und bis 2 cm tief.

**A 2:** Auf dieser Seite des Steges findet sich kein *Dreissena*-Band rund um den Pfahl. An der dem See zugewandten Seite (Sonnenseite) sitzen nur vereinzelte Muscheln. Auf der Schattenseite befinden sich Klumpen oder Einzeltiere bis 46 cm unter der Wasseroberfläche. Die Klumpen haben eine Tiefe von 3 bis 4 cm.

**B 1:** *Dreissena* flächendeckend rundherum nur ganz am Boden, auf Vorderseite vereinzelt. Im Sonnenschatten Klumpen bis 5 cm Tiefe bis 62 cm unter der Wasseroberfläche. Mehr Muscheln auf der dem Steg zugewandten Seite.

**B 2:** Nur bei einem Pfahl ein dicker *Dreissena*-Ring bis 90 cm Tiefe. Sonst auf Nordseite und Stegseite ein dichter Ring. Auf der Südseite vereinzelte Tiere. Vermehrter Bewuchs auf der Stegseite. Klumpen bis 80 cm unter der Wasseroberfläche, auch auf der Sonnenseite, wo die Pfähle im Schatten des Steges stehen.

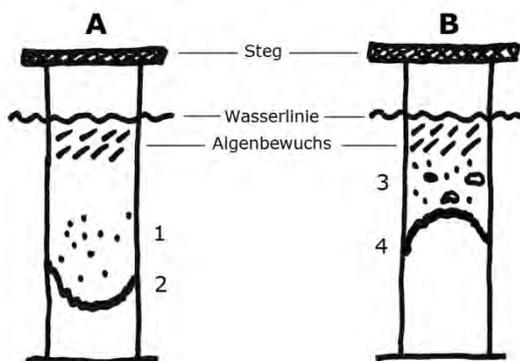


Abb. 8. A Pfahlvorderseite (Sonnenseite), B Pfahlrückseite (Schattenseite); mit entsprechendem *Dreissena*-Aufwuchs. Wassertiefe 90 bis 150 cm. 1 = *Dreissena* vereinzelt (bis 80 cm unter der Wasserlinie), 2 = *Dreissena*-Band (bis ca. 110 cm unter der Wasserlinie); 3 *Dreissena*-Klumpen und vereinzelt (bis 40 cm unter der Wasserlinie); 4 = *Dreissena*-Band (bis 80 cm unter der Wasserlinie).

**C 1:** Nur am Boden oder bis 120 cm unter der Wasseroberfläche auf der Vorderseite *Dreissena*-Exemplare. Vereinzelt auf der Seeseite oder tiefer deckend. Klumpen, aber nur einzelne auf der Stegseite bis 60 cm unter der Wasseroberfläche, oder deckend bis 80 cm auf der Stegseite.

**C 2:** Flächendeckend rundherum bis 110 cm unter der Wasseroberfläche. Auf der Seeseite manchmal nicht so weit nach oben. Kleine Klumpen mit meist nur 5 bis 6 Adulttieren auf der Stegseite, bis 70 cm unter der Wasseroberfläche.

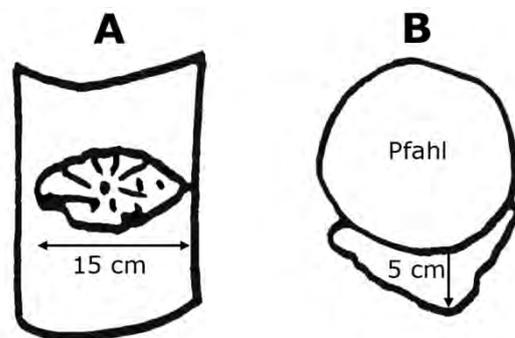


Abb. 9: Klumpen mit adulten *Dreissena* auf einem Holzpfahl. A Frontalansicht, B Aufsicht.

#### 3.4.2 Grabensee

Im Grabensee ergab sich ein anderes Bild. Hier wurden nahezu keine *Dreissena* auf den Pfählen gefunden. Der Wasserspiegel ist hier niedriger als im Mattsee. Die Pfähle sind an der tiefsten Stelle 170 cm hoch. Der Wasserstand schwankt extrem im Jahresverlauf. An den tiefsten Stellen ist der Wasserstand 130 cm hoch. An vielen Pfählen wurden keine Muscheln gefunden. Sie sind jedoch mit Algen überzogen. Vereinzelt Muscheln fanden sich auf der Außenseite des Stegsystems (Abb. 4: A), auf der sonnenabgewandten Seite der Holzpfähle und auf der Seite B (Abb. 4). Im seichten Bereich fanden sich einige kleine Muscheln am Boden der Pfähle (0,5 mm lang). Klumpen wurden keine gefunden. Einige Pfähle hatten eine Metallverkleidung als Schutz. Unter dem übergreifenden Teil war rundherum *D. polymorpha* festgehaftet.

## 4. Diskussion

### 4.1 Aufwuchswürfel

Die Larven von *D. polymorpha* können sich bis zu fünf Wochen oder länger im Plankton aufhalten (ACKERMAN et al. 1994). In flachen Wasserstellen erfolgt aufgrund des schnelleren Temperaturanstiegs eine frühere Eiablage, als im Tiefenwasserbereich (STANCZYKOWSKA 1977). Die erste Unterlage an der sich Pediveliger niederlassen, muss nicht die endgültige sein, wenn die Ortsbedingungen nicht die idealen sind (z. B. toxische Stoffe auf Unterlagen) (CLAUDI & MACKIE 1994). Meist lösen sich die Postveliger wieder los und gelangen durch Wasserströmungen erneut ins Plankton. Man sieht dies in der schwankenden Anzahl von *D. polymorpha* auf den einzelnen Würfelseiten, auch können sie auf der Würfeloberfläche umherkriechen und diese auch wieder verlassen (WALZ 1975).

#### 4.1.1 Zeitliches Auftreten der Larven

Der Besiedlungszeitraum liegt in beiden Seen ähnlich, da die Larven zu ähnlichen Zeiten entstanden sind. Dies ist vor allem von der Temperatur oberhalb 12 °C abhängig (CLAUDI & MACKIE 1994) und das war in beiden Seen ab Mitte Mai gegeben. Nur die Anzahl der Larven ist unterschiedlich. WALZ (1975) gibt den Hauptbesiedlungszeitraum im September an. Im **Fuschlsee** wurden am 20. August auf dem Kontrollwürfel auf der Unterseite zum ersten Mal *Dreissena*-Larven mit dem freien Auge entdeckt. Etwa 30 Exemplare befanden sich zu diesem Zeitpunkt auf der Würfelfläche. Das größte maß 6 mm, die meisten hatten eine Größe von über 2 mm. Die kleinsten unter 2 mm waren mit der Lupe gut zu erkennen. Die Larven benötigen 3 bis 5 Wochen um ins Besiedlungsstadium zu gelangen und setzen sich mit einer Größe von ca. 0,3 mm fest. Sie wachsen im Mittel 0,10 bis 0,15 mm/Tag (CLAUDI & MACKIE 1994). Demnach müsste die größte Muschel von 6 mm sich bei Annahme einer Wachstumsrate von 0,10 bzw. 0,15 mm pro Tag 5 bis 8 Wochen vorher festgesetzt haben. Die meisten mit 2 mm 11 bis 17 Tage vorher. Daraus ergibt sich, dass die meisten Larven sich in den ersten Augusttagen auf dem Kontrollwürfel festsetzten. Bei einer maximalen Schwärmzeit der Veliger von 5 Wochen im Plankton bedeutet dies, dass Ende Juni, Anfang Juli eine größere Kohorte von Larven entstanden ist. Das wurde auch durch die Juni-Planktonprobe belegt, die im Fuschlsee ihren Maximalwert von 2 Larven/Liter erreichte. Aber da schon im Mai Larven gesichtet wurden, sind auch frühere Anheftungen möglich, was auch die größeren Muscheln auf dem Würfel anzeigen.

Die ersten *Dreissena*-Larven, die im **Wallersee** entdeckt wurden (31. August), hatten eine Größe von

bis zu 4 mm. Nach der obigen Überlegung haben sich hier die Pediveliger, vor gut 3,5 bis 5 Wochen, also Ende Juli, Anfang August festgesetzt. Dies ist der Zeitraum in dem erhöhte Larvenanzahlen festgestellt wurden. Die ersten Larven auf den Würfeln könnten aus den Kohorten von Ende Juni stammen. Die meisten, der am 31. August gesichteten Exemplare sind jedoch kleiner, das heißt, sie siedelten erst später. Die größten Muscheln, die sich im Dezember auf den Würfeln befanden, waren im Wallersee mit 15 mm etwas größer als im Fuschlsee mit 11 mm. Dies könnte auf unterschiedliche Wachstumsraten in den beiden Seen zurückzuführen sein, wobei Futterressourcen und Temperatur die größte Rolle spielen (RAMCHARAN et al. 1992). In beiden Fällen wären diese Muscheln schon wieder fähig Eier und Spermien anzulegen, die im folgenden Frühjahr abgegeben werden könnten (WALZ 1973).

#### 4.1.2 Besatz der Antifoulingwürfel

Im **Wallersee** sticht der schwarze AF 4 -Würfel besonders hervor. Mit 200 Exemplaren an der Würfelunterseite Ende August übertrifft er den Kontrollwürfel mit nur 80 sichtbaren *Dreissena*-Exemplare bei weitem. Bis zum Beobachtungsende im Dezember zeigt der AF 4 -Würfel an der Unterseite die größte Präferenz zur Muschelanhftung. AF 1, AF 2 sowie AF 3 bleiben bis auf die Würfelunterseite im Dezember von *Dreissena*-Besiedlungen verschont. Vielleicht spielt die schwarze Farbe, die ja vermehrt Wärme speichert, eine besondere Rolle bei der Auswahl des Substrates. Über die Farbe des Antifouling im Zusammenhang mit dessen Wirkung wurde bereits viel diskutiert. Während manche meinen dunkle Farbtöne sind besser, behaupten andere, dass für den Bewuchs die Farbe überhaupt keine Rolle spielt und was den tierischen Befall angeht weiß man, dass Muscheln, Würmer, etc. Grün eher meiden. Antifouling-Produzenten glauben, dass Antifouling auf Kupferoxidbasis in den Farben Rot und Braun am besten wirken und begründen dies mit dem Festkörpergehalt. Eine hohe Beimengung von Farbpigmenten bei Weiß zum Beispiel, geht auf Kosten der Wirkstoffe. Bei allen anderen Antifouling spielt die Farbe keine Rolle (DULLER 1997).

Verwunderlich ist jedoch die große Anzahl von Muscheln auf der Unterseite des AF 4 - Würfels. Da hier auch der Algenbewuchs sehr stark ist, könnte die Wirkung des Antifouling auf die Dreikantmuscheln unterbunden worden sein. Im Fuschlsee (siehe unten) waren aber weder mehr Algen noch Dreikantmuscheln auf diesem schwarzen Würfel vorhanden. Dies liegt in der unterschiedlichen Eutrophierung der beiden Gewässer.

Im **Fuschlsee** wurde nur der Kontrollwürfel besiedelt. Auf den anderen Würfeln findet man über die Beprobungsperiode nur Köcherfliegenlarven, wenig Algen sowie Ablagerungen auf der Oberfläche. Ab und zu verirrt sich einige Exemplare auf die Befestigungsmuttern, im Zentrum von Würfelober- und Unterseite, da sie hier nicht in direktem Kontakt mit dem Anstrich kamen. Jene Muscheln, die sich doch auf die Oberfläche eines Antifoulings wagten, verließen diese wieder. Alle Anstriche wirkten abwehrend auf die Pediveliger. Das mag auch damit zusammenhängen, dass genügend anderes geeigneteres Substrat für die ohnehin nur in Spitzenzeiten 190 Larven pro 100 Liter Wasser vorhanden war. Die sich festsetzenden Muscheln können flexibler in der Auswahl einer festen Unterlage sein. Die Sichttiefe ist im Fuschlsee wesentlich größer als im Wallersee. Algen und auch adulte Dreikantmuscheln sind phototaktisch negativ. Von den getesteten Antifoulingwürfeln hatte AF 1 die beste Abwehr gegen die Algen. AF 4 war von Anfang an im Wallersee sehr bewachsen, im Fuschlsee hingegen nicht. Die restlichen Würfel bekamen erst Ende der Saison vermehrten Bewuchs. In einem Antifouling-Langzeittest (DULLER 1997) in Österreich schnitt AF 1 deutlich besser ab, als der AF 4 Anstrich.

#### 4.1.3 Präferenz für bestimmte Würfelseiten

Im **Wallersee** war nur die Oberseite des AF 4 und des Kontrollwürfels besiedelt, und zwar geringer als Vorder- und Rückseite. Ab September ist die Tendenz auf der Oberseite sinkend. Wie bereits erwähnt können sich festgesetzte Muscheln wieder lösen, falls die Bedingungen ungünstig werden. Die niederen Temperaturen im November könnten die Muscheln dazu veranlassen sich loszulösen, was im Winter vor allem bei adulten Tieren oft beobachtet wurde, die der Gefahr des Gefrierens ausgesetzt wurden (SPRUNG 1992).

Auch die Unterseiten zeigen im Dezember niedrigere Zahlen an festgesetzten Muscheln.

Auf den AF 5 - Würfel fanden sich im September zwei Exemplare auf der Unterseite. Sonst blieb dieser Würfel von Dreikantmuscheln verschont. Auffällig sind auch die 80 Exemplare auf der Vorderseite des Kontrollwürfels im September, wobei an den folgenden Beobachtungszeitpunkten keine einzige Muschel mehr an dieser Seite vorhanden war. Dies könnte daran liegen, dass aus dem Plankton ein Schwarm von Veligerlarven an diese Würfelseite, die ja kein Antifouling besitzt, angeströmt wurde, nach einiger Zeit erwies sich diese dem offenem See zugewandte Seite als nicht geeignet, und die Muscheln verließen sie wieder. Die größte Anzahl an Muscheln (400 Exemplare) wurde auf der Unterseite

des schwarzen AF 4-Würfels am 26. September beobachtet.

Im **Fuschlsee** wurde Ende August, wo vermehrt Larven Aufwuchssubstrat suchten, nur die Oberseite des Kontrollwürfels einmal von Muscheln besiedelt, die aber wieder verschwanden. Auffallend ist hier auch die Nutzung der Unterseite durch die Muscheln, die nur auf dem Kontrollwürfel zu beobachten war. Auf den Vorderseiten wurden überhaupt keine Muscheln gesichtet. Dies könnte daran liegen, dass hier vermehrter Wellenschlag die Metamorphose der Muschellarven zu Adulttieren stört. Die größten Mortalitätsraten treten in der Zeit des Siedelns auf (ACKERMANN et al. 1994).

Die bevorzugte Nutzung der Unterseiten lässt sich aus dem Verhalten der Muschel in der Natur erklären. Sie schützen sich vor zu starker Sonneneinstrahlung, und wählen eher die Schattenseiten und Unterseiten von Gesteinen (STANCZYKOWSKA 1977). Auch sind sie so vor Fressfeinden besser geschützt. Auch bei WALZ (1973) und bei MORTON (1969) setzten sich die Larven bevorzugt auf den Unterseiten ausgelegter künstlicher Festwuchssubstrate fest. Im Fuschlsee ist die Eindringtiefe des Sonnenlichtes sehr hoch. Dies erkennt man am Algenbewuchs, der auf den Würfeln im Fuschlsee sehr spärlich ist, und im Wallersee aber teilweise sehr ausgiebig.

## 4.2 Plankton

### 4.2.1 Zeitliches Auftreten der Larven

In den Märzproben 1998 aus dem Fuschl- und Wallersee waren noch keine *Dreissena*-Larven festzustellen. Ab einer Wassertemperatur von 12 °C können Muschelveliger im Plankton auftreten (CLAUDI & MACKIE 1994). Im Fuschlsee und Wallersee traten die ersten Larven im Mai in Erscheinung. In der Literatur werden sehr unterschiedliche Angaben über den Beginn der Schwärmzeit gemacht. Im Bodensee stellte WALZ (1973) erst Ende Juni die ersten Larven im Plankton fest. Zur aktuellen Eiablage muss eine bestimmte Wassertemperatur überschritten sein. BREITIG (1969) spricht von 13 bis 16 °C. Die Eizellen und Spermien müssen aber schon vorher entwickelt sein und auf Abruf bereit liegen. Die Angaben in der Literatur sind unterschiedlich für die Initiierung der Eiabgabe in den verschiedensten Seen. Man kann die Werte nicht übertragen, sondern nur Temperaturbereiche zwischen 12 °C und 16 °C angeben. Dreikantmuscheln sind ökologisch sehr anpassungsfähig. In sehr kalten Seen kann die auslösende Temperatur für die Reproduktion niedriger sein. Natürlich ist dies nicht der einzige Faktor, der bei der Entwicklung der Eier und Spermien zu Veligerlarven eine Rolle spielt. Trophiegrad, Kalzium, sowie pH-Wert sind auch

noch wichtig, wobei in den untersuchten Seen ausreichend Kalzium für das Schalenwachstum vorhanden ist (RAMCHARAN et al. 1992).

#### 4.2.2 Larvenanzahl und -größe

Die Anzahl von Dreikantmuscheln im Seenplankton erwies sich in den beiden untersuchten Seen als sehr unterschiedlich. Ende Mai liegt die Anzahl der Larven im Wallersee bei 0,2 Larven pro Liter, im Fuschlsee bei 0,01 pro Liter. Danach steigt die Anzahl der Larven stark an. Im Wallersee wird im Juli die höchste Anzahl mit 27 Larven in einem Liter Wasser erreicht. Im Fuschlsee ist die maximale Anzahl der Larven pro Liter Seewasser bereits mit 2 im Juni erreicht. Auch hier die höchsten Werte in den Monaten Juni, Juli, August. Für die niedrigen Larvenzahlen im Fuschlsee sprechen das allgemein geringere Vorkommen der Dreikantmuschel, weniger Futterressourcen für die Entwicklung und niedrigere Temperaturen. Die Mortalitätsraten sind wahrscheinlich höher und wirken sich hier verstärkt auf die Populationen von *D. polymorpha* aus, da Planktonfresser die Larven als willkommene Proteinquellen nutzen. Anheftungssubstrat ist genügend vorhanden.

Zum Vergleich aus Daten des Landes geht hervor, dass am 17. Juni 1997 die Larvenanzahl im Obertrumer See, der zu den Salzburger Alpenvorlandseen gehört; 6,2 Individuen pro Liter erreicht wurden. Am 8. September desselben Jahres lag die Larvenanzahl bei 14,3 pro Liter. Auffallend hier noch 5,5 Larven pro Liter am 1. Dezember 1997, wobei wahrscheinlich noch höhere Wassertemperaturen eine Rolle spielten.

Die kleinsten gemessenen Larven maßen 71 µm, die größten 282 µm. Im Fuschlsee wurden allgemein kleinere Exemplare beobachtet als im Wallersee, was mit der Wassertemperatur zusammenhängen könnte, die im Fuschlsee etwas geringer ist als im Wallersee. Auch ist der Fuschlsee weniger nährstoffreich. In wärmeren Gewässern erfolgt die Entwicklung schneller als in kälteren (CLAUDI & MACKIE 1994). Da sich die Temperaturen in den beiden Seen aber nur geringfügig unterscheiden (die Schwärmzeiten der Veliger sind ähnlich früh anzusetzen), ist die Entwicklung zum Adulttier eher von trophischen Faktoren abhängig. BREITIG (1965) stellte in einem flachen See Larven von 90 bis 220 µm Größe fest. In einigen masurischen Seen, die auch nur Wassertiefen bis zu 20 m haben, maßen HILLBRICHT-ILKOWSKA & STANCZYKOWSKA (1969) Larven zwischen 80 und 200 µm Länge. Bei WALZ (1973) waren die kleinsten Larven 80 µm groß und die größten um die 300 µm. SIESSEGGGER (1971) gibt die kleinsten Larven im Plankton mit 50 µm an.

### 4.3 Häufigkeiten

Im Wallersee bilden die Muscheln Aggregate (Klumpen) auf den zur Verfügung stehenden festen Unterlagen, was in dem Fall Teichmuscheln, Steine, Holzstücke oder Müll darstellen. Die Besiedlungsdichte der Dreikantmuscheln ist hier um ein Vielfaches höher als im Fuschlsee, wo fast flächendeckend geeignetes Anheftungssubstrat vorhanden ist. In den dortigen Algenbeständen sind sie unregelmäßig verteilt, bilden jedoch keine Klumpen, da genügend festes Substrat zum Anhaften vorhanden ist. KOUTNIK & PADILLA (1994) fanden einen signifikanten Zusammenhang zwischen Landschaftscharakteristiken und den *Dreissena*-Dichten im Lake Wisconsin. Ziel war es, das Muschelvorkommen oder die Abwesenheit in Seen mit ähnlichen räumlichen Beschaffenheiten vorherzusagen. RAMCHARAN et al. (1992) verwendeten für ihr ähnliches Vorhaben vor allem chemische Daten, die für die Dreikantmuschel von Bedeutung sind. Es wurden alle europäischen Daten gesammelt. Sie fanden heraus, dass das Vorkommen und die mittlere Dichte von *D. polymorpha* eng mit der Wasserchemie korrelieren. *D. polymorpha* wurde in keinem See mit pH-Werten unter 7,3 und Kalziumwerten unter 28,3 mg/l gefunden. Außerdem waren die *Dreissena*-Dichten negativ korreliert zu den Konzentrationen der Algenährstoffe Phosphat und Nitrat. Kalzium ist zum Schalenaufbau und anderen physiologische Prozessen notwendig. Das Vorkommen oder die Abwesenheit der Dreikantmuschel in aquatischen Lebensräumen ist aber ein Zusammenspiel vieler Faktoren, die nicht nur chemischer Natur sind (Predatoren, ausreichend Nahrung, Umweltverschmutzung). Ökologische Faktoren könnten eher die Dichte beeinflussen, als die physiologische Toleranz.

Im **Wallersee** sinkt die Häufigkeit der *Dreissena*-Klumpen mit zunehmender Tiefe. Im flachen Bereich steckt ein Klumpen neben dem anderen. PATZNER et al. (1992a) fanden bei der Untersuchung der Großmuschelfauna im Wallersee eine einzige Dreikantmuschel. Innerhalb weniger Jahre stieg ihre Anzahl jedoch explosionsartig. Zum Großteil haften die Wandermuscheln in Kolonien auf den Großmuscheln (PATZNER, unveröff.). HUNTER & BAILEY (1992) weisen eine starke negative Korrelation zwischen der Dreikantmuschel-Biomasse und der Häufigkeit lebender Unionidae nach. Details über die Besiedlung von *D. polymorpha* auf Najaden finden sich bei PATZNER & MÜLLER (1996).

Im **Fuschlsee** sitzen in den Beständen der Armeleuchteralge (*Chara* sp.) nur kleine Wandermuscheln mit Längen nicht viel größer als 1 cm. Allgemein liegt die Größe der gefundenen Muscheln um einiges unter denen im Wallersee. Wenig Nährstoffe und niedrigere Temperaturen lassen

die Tiere langsam wachsen. Die größten Exemplare fallen den Wasservögeln zum Opfer, was man an den abgerissenen Byssusbüscheln erkennen kann. Die Anzahl der Adulttiere bezogen auf Substrat-Quadratmeter sind beträchtlich höher als nur auf den Messrahmen bezogen, weil die Population nicht gleichmäßig in einem See verteilt ist, sondern geklumpt dort, wo mehr geeignetes Substrat vorhanden ist. Auffällig an der Besiedlung von Steinen und Schotter am seichten Ufer sind die sogenannten Randeffekte, die auch auf den Würfeloberflächen zu beobachten sind. Die Muscheln halten sich bevorzugt an den Kanten und Ecken am Rand auf. An *Chara* sp. befinden sich die meisten Exemplare um die Nodien angeordnet. Es wurde auch oft beobachtet, dass bereits juvenile Stadien sich bevorzugt auf Wasserpflanzen niederlassen, um danach wieder ins Plankton zu gelangen (CLAUDI & MACKIE 1994).

#### 4.4 Tiefenverteilung

Im Bodensee geht die Dreikantmuschel bis in Tiefen über 55 m, wo aber keine Reproduktion mehr stattfindet (WALZ 1973). In manchen Seen ist die Tiefenverteilung durch Sauerstoffschwund am Grund limitiert, wobei die Muscheln nach oben gedrängt werden. Im **Wallersee** liegt die größte Dichte im Uferbereich. In 6,4 m Tiefe wurden keine Muscheln mehr gefunden, weil einfach kein Substrat zum Anheften vorhanden war. Dies ist der limitierende Faktor für die Tiefenverteilung der Dreikantmuschel im Wallersee. Im **Fuschlsee** waren in 2 m Tiefe die meisten adulten Exemplare pro Substrat-Quadratmeter zu finden, obwohl in 4 m Tiefe die Anzahl der Muscheln pro Rahmen-Quadratmeter größer ist. Das liegt in der unterschiedlichen Dichte des Substrates und außerdem sind die Muscheln nicht gleichmäßig verteilt. In unmittelbarer Ufernähe ist der Einfluss durch Wasservögel gegeben, die sich von größeren Dreikantmuscheln ernähren. Man erkennt an den Steinen oft abgerissene Byssusbüschel. Mit steigender Tiefe sinkt die Anzahl an Muscheln. Wo jedoch die Menge an vorhandenem Aufwuchssubstrat sehr groß ist, können größere Mengen an Muscheln gefunden werden. Auf alle Fälle geht die Dreikantmuschel im Fuschlsee tiefer hinunter als im Wallersee, was wahrscheinlich auf vorhandenes Hartsubstrat zurückzuführen ist.

#### 4.5 Aufwuchsmuster

Aus den Beobachtungen im **Mattsee** geht hervor, dass die angehefteten Tiere sich vor zu starker Sonnenbestrahlung schützen und sich deshalb an exponierten Seiten eher am Grund rund um den

Pfahl aufhalten. Im Mattsee kann dies teilweise flächendeckend in größerer Tiefe sein. An den Schattenseiten kommt *D. polymorpha* näher an die Wasseroberfläche herauf. Meist sind dies dem Steg zugewandte Seiten. Hier ist auch der Wellenschlag geringer als auf den dem offenen See zugewandten Seiten. Wahrscheinlich ist auch der Schutz vor Fressfeinden auf diesen Seiten größer. Auf diesen Rückseiten bildet die Dreikantmuschel oft Klumpen nahe der Wasseroberfläche, die immer die gleiche Form aufweisen. Auf den Sonnenseiten finden sich keine Klumpen, nur manchmal vereinzelt Tiere, die sich in geringere Tiefen wagen. Wahrscheinlich sind diese Seiten von Wasservögeln leichter zugänglich, die hier die Muscheln abweiden.

Wegen der geringen Anzahl an Muscheln im **Grabensee** auf den Pfählen lässt sich kein Muster erkennen. Es wäre möglich, dass die Anzahl an Muscheln allgemein nicht sehr hoch ist und dass in den Wintermonaten durch die Eisbedeckung die vorhandenen Muscheln abgestorben sind. Die gefundenen Exemplare in Bodennähe waren mit 5 Millimetern sehr klein. Möglich wäre auch das Abweiden von größeren Individuen durch Wasservögel im Herbst.

#### 4.6 Limitierende Faktoren

##### 4.6.1 Chemisch-physikalische Parameter

Am wichtigsten für Wachstum und Reproduktion sind **Temperatur** (unter 10 °C keine Gametenentwicklung), **Kalzium** zum Schalenbau (über 28 mg/l), pH-Wert (über 7,3), weniger wichtig, aber genauso signifikant sind **Gesamt-Phosphorgehalt** (spiegelt sich in Chlorophyll a Werten wieder), Wassertrübe, gelöster **Sauerstoff** (RAMCHARAN et al. 1992). Gibt es anoxische Phasen am Grund von Gewässern, die länger andauern (> 7 bis 8 Wochen), kann *D. polymorpha* ebenfalls absterben. Der trophische Zustand eines Gewässers bestimmt oft das Vorkommen oder die Abwesenheit dieser Muschel. Temperatur und geringer Nährstoffgehalt sind im Fuschlsee vor allem für die niedrigen Larvenanzahlen verantwortlich.

**Strömung** und **Wasserbewegung** als bewuchsabweisender Faktor kann in der Natur nur teilweise limitierend wirken. So werden oft in Abflüssen von Seen, wo die Strömung größer ist, mehr Exemplare gefunden als im See (PATZNER, unveröff.). Hier spielen offenbar andere Faktoren eine Rolle bei der Besiedelung. Auch an den untersuchten Pfählen im Mattsee (s. Kapitel 4.5 Aufwuchsmuster) wirkt die Sonnenbestrahlung eher limitierend als der Wellenschlag. Hohe Strömungen in Wasseraufbereitungsanlagen oder ähnlichen wasserwirtschaftlichen Anlagen werden jedoch verwendet, um bereits festsitzende Dreikantmuscheln

zu beseitigen, meist aber mit Zusätzen von Ozon oder Chlor (CLAUDI & MACKIE 1994). An Schiffen oder Booten, die in keiner oder leichter Strömung vor Anker liegen, wurden mehr Exemplare gefunden, als in stärker durchströmten Bereichen (JÄGER, mdl. Mitt.).

Ein weiterer limitierender Faktor ist die Anwesenheit von **Hartsubstrat** als Festsetzfläche. In rein schlammigen Bereichen siedeln Dreikantmuscheln nicht; es genügen jedoch kleine Holzstücke, Steine, Muschelschalen, Müll oder Makrophyten für das Festheften.

Durch die winterliche **Eisbildung** werden Muscheln abgetötet, die nicht rechtzeitig abgewandert sind (SPRUNG 1992). Dies könnte im Grabensee die geringen Exemplare von Dreikantmuscheln an den Pfählen verursacht haben.

#### 4.6.2 Räuber

Die Dreikantmuschel wurde durch das Auftauchen in der heimischen Gewässerfauna in die Nahrungskette eingegliedert. Für überwintrende Wasservögel (*Fulica atra* [Blässhuhn], *Aythya ferina*, *A. fuligula* [Tauchente], *Bucephala clangula* [Schellente]) hat sie als wichtige Futterressource eine neue Rolle bekommen. Am Mondsee (Oberösterreich) wurden im Jahr 1968 noch weniger als 200 Blässhühner gezählt, 1982 waren es bereits über 10.000. Die Reiherente wurde dort erstmals 1971 gesehen, 1982 zählte man über 2.000 Exemplare (KNOFLACHER & MÜLLER 1984). Von 1976 bis 1989 haben beide Arten auch im Bundesland Salzburg zugenommen (HEINISCH & HEINISCH 1990). In der Schweiz wurde von 1967 bis 1987 eine Zunahme vor allem der Reiherente beobachtet (SUTER & SCHIFFERLI 1988). Die Zunahme der Abundanz von Wasservögeln steht teilweise in Zusammenhang mit der Zunahme von *D. polymorpha*, die gerne als Nahrung genommen wird (Diskussion bei KNOFLACHER & MÜLLER 1984, PATZNER & MÜLLER 1996). Der Wallersee war jedoch schon Jahre vor dem Auftreten der Wandermuschel stark mit Entenvögeln besetzt (HEINISCH 1989; PATZNER et al. 1992a, 1992b). Wasservögel alleine können jedoch Dreikantmuscheln nicht auf lange Sicht gänzlich eliminieren, jedoch Populationsstrukturen verändern, da sie größenselektiv auswählen. Sind die energetisch günstigsten Muschelexemplare nur mehr selten aufzufinden, werden die Wasservögel andere Gebiete aufsuchen. So können sich die Muschelpopulationen wieder erholen (HAMILTON et al. 1994).

Viele Fische wie z. B. Karpfen, Rotaugen, Forellen, Rußnasen oder Brachsen (SIESSEGGGER 1971, HERZIG 1985, RITTERBUSCH 1991) sowie Krebse (MARTIN & CORKUM 1994) ernähren sich auch von adulten Dreikantmuscheln. Die Larven von *D. polymorpha* werden von diversen Planktonfressern reduziert.

#### 4.6.3 Intraspezifische Konkurrenz

Adulte *D. polymorpha* filtern die eigenen Artgenossen als Larven aus dem Wasser und erhöhen somit die Mortalitätsraten (MACISAAC et al. 1991). TEN WINKEL & DAVIDS (1982) zeigten, dass adulte, gut ernährte Exemplare vor allem Algen, die kleiner als 50 µm sind, bevorzugen, während ausgehungerte Muscheln sich unselektiv ernähren, auch von Diatomeen, die über 750 µm groß sind. Ein Teil der Nahrung stellt auch Zooplankton von über 400 µm Größe dar. Die Mortalität beim siedelnden Stadium ist durch bereits festsitzende Adulttiere stark erhöht. Ist die intraspezifische Konkurrenz sehr hoch, kann es zu einem „break down“ der Muschelpopulation kommen. Es wurde beobachtet, dass nach einem rasend erreichten Maximum die Populationsgröße von selbst wieder abnimmt, und sich auf einem bestimmten Wert einpendelt (WALZ 1978).

#### 4.6.4 Möglichkeiten der Bekämpfung

Statt der Bekämpfung von adulten Muscheln stehen Bemühungen im Vordergrund Materialien zu finden, die ein Festsetzen dieser Tiere verhindert oder zumindest reduziert (WALZ 1975). In den USA, wohin die Dreikantmuschel durch Ballastwasser in Schiffen von Europa Mitte der 1980er Jahre verschleppt worden ist, wurde in den letzten 10 Jahren intensiv im Bereich zur Beseitigung und Kontrolle der Dreikantmuschel geforscht. Besonders in industriellen Anlagen, die auf Wasser (Kühlwasser) aus umliegenden Gewässern angewiesen sind, Wasserwerken, Trinkwasseranlagen, Staudämmen hat die massive Entwicklung der Dreikantmuschel große Probleme verursacht (CLAUDI & MACKIE 1994). Aus dem Bodenseegebiet sind schon Anfang der 1960er Jahre die negativen Aspekte der Zebra- und Dreikantmuschel im wirtschaftlichen Bereich aufgefallen (WALZ 1973). CLAUDI & MACKIE (1994) verfassten ein Benutzerhandbuch zum Umgang und zur Kontrolle der Dreikantmuschel. Sie stellen verschiedene bereits erprobte Anwendungen vor. In erster Linie wurden Methoden entwickelt, um bereits festhaftende Muscheln wieder zu beseitigen. Ein anderer Weg ist, das Besiedeln durch die Veligerlarve zu verhindern. Chemikalien werden entweder dem Wasser zugesetzt oder auf Substrate angebracht (Antifouling). Gelöste oxidierende Mittel sind Chlorine, Chlorindioxid, Chloramine, Ozon, Bromine, Hydrogenperoxid und Kaliumpermanganat. Nichtoxidierende Chemikalien sind Ammoniumnitrate, Kalium- und Natriumsalze (Übersicht bei CLAUDI & MACKIE 1994). FISHER et al. (1994) testeten verschiedene Molluskizide (Rotenon, Bayer 73, TFM) an den einzelnen Lebensstadien von *D. polymorpha* und fanden heraus, dass die Muscheln je nach Entwicklungsstufe unterschiedlich reagieren.

Für äußere Oberflächen wurden Antifoulinganstriche entwickelt. Bei einem Hartantifouling werden aktiv Stoffe an das Wasser abgegeben, die einen Bewuchs verhindern sollen. Selbstpolierende Antifouling geben an das vorbeiströmende Wasser kontrolliert Wirkstoffe ab, dadurch kommt es zu einer Selbstglättung der Oberfläche. So kommen immer die wirksamen Schichten an die Oberfläche. Ein Dünnschichtantifouling wirkt durch seine sehr glatte Oberfläche, an der Organismen schwer Halt finden und durch zusätzliches biozid wirkendes Kupfer (DULLER 1998). Der Trend geht aber hin zu umweltverträglichen Anstrichen wie silikonbasierende Antifouling, die mehr eine physikalische Barriere gegen den Bewuchs bilden sollen (CLAUDI & MACKIE 1994). In Europa werden Antifoulinganstriche, die das Biozid TBTO (tributyl tin oxide, ein organisches Zinnoxid) beinhalten, erfolgreich zur Verhinderung der Muschelanheftung verwendet. In Teilen der USA und in Canada ist dieses Biozid verboten. Hier werden vor allem Antifouling auf Kupferbasis verwendet, was aber zu einem erhöhten Kupfergehalt im umliegenden Wasser führt. Der Trend geht hin zur Benützung von umweltverträglichen Anstrichen, die eine physikalische Barriere bilden. Die vielversprechendsten Antifouling sind untoxische silikonbasierende Anstriche, welche die Anheftung verhindern oder zumindest senken sollen. Auch anorganische Zinkanstriche scheinen kurzzeitig sehr effektiv zu sein. Silikonmäntel sind sehr teuer, aber langanhaltend (4 bis 5 Jahre), während Zink- und

Kupferanstriche in ihrer Herstellung billiger sind, jedoch ihre Lebensdauer nicht allzu lang ist. Wichtig bei der Anwendung von Antifouling ist, dass keine toxischen Stoffe an die Umwelt abgegeben werden (Zusammenstellung bei CLAUDI & MACKIE 1994).

Die Bekämpfung mit physikalischen Mitteln ist meist schonender für die Umwelt. Als Möglichkeiten kennt man den Einsatz von Sandfiltern, UV-Bestrahlung, starke Temperaturerhöhung, Elektroschock, akustische Schockwellen und stark erhöhte Fließgeschwindigkeit (CLAUDI & MACKIE 1994).

Eine weitere Möglichkeit *D. polymorpha* zu reduzieren, ist in die Reproduktion der Muschel einzugreifen, z. B. die Eiablage hormonell mittels Serotonin zu verhindern (RAM et al. 1992). BORCHERDING (1995) versuchte durch Veränderung der Temperatur, des Nahrungsangebotes und verschiedener Lichtverhältnisse in die Gonadenentwicklung einzugreifen, um mögliche Hinweise zur Reproduktionsverminderung der Dreikantmuschel zu erhalten.

Eine vielversprechende Art der biologischen Kontrolle, welche im marinen Bereich entwickelt wurde um Biofouling zu minimieren, wurde von CLAUDI & MACKIE (1994) diskutiert. Es geht um die Verwendung von Mikroorganismen oder deren Produkte, die gezielt auf *D. polymorpha* und nicht auf andere Organismen wirken. Diese Art von Forschung erfordert aber Langzeitstudien, und geeignete Produkte wird es in naher Zukunft noch nicht geben.

## 5. Zusammenfassung

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* wurde in der 1970er Jahren erstmals im Bundesland Salzburg gefunden und hat sich seither stark vermehrt. Die Verschleppung erfolgte hauptsächlich durch Boote und die Verwendung als Angelköder. Neben den positiven Effekten (Nahrungsgrundlage für Fische, Wasservögel und Krebse; Wasserreinigung durch hohe Filterleistung) überwiegen die negativen Erscheinungen. Durch das Anhaften an feste Gegenstände entstehen große Schäden für Fischerei, Bootsbesitzer, Badstrandbenützer sowie für die gesamte Wasserwirtschaft. Weiters werden durch den starken Besatz Teich- und Malermuscheln beeinträchtigt. Schon seit den 1960er Jahren werden in Mitteleuropa Versuche unternommen, diese eingeschleppte Art zu vernichten oder zumindest zu reduzieren. Man fand verschiedene chemische und physikalische Möglichkeiten, um die Menge von *D. polymorpha* zu vermindern, jedoch nicht um sie völlig auszurotten.

Da auch die Salzburger Alpenvorlandseen von dieser Muschel nicht verschont blieben, und seit einigen

Jahren vor allem an Booten und Badestränden vermehrtes Massenaufreten beobachtet wurde, gab die Salzburger Landesregierung (Referat Gewässerschutz) ein Projekt in Auftrag, um mehr über die Dreikantmuschel in heimischen Gewässern zu erfahren und um Antifoulinganstriche auf ihre abweisende Wirkung hin zu testen. Wallersee und Fuschlsee, die sich in Nährstoffgehalt und Temperatur unterscheiden, wurden dazu ausgewählt. Die getesteten Antifouling wurden auf Holzwürfel aufgebracht und diese den Sommer über in den Seen exponiert. Die Mittel waren im oligotrophen Fuschlsee gut wirksam, während im mesotrophen Wallersee auf den behandelten Flächen teilweise mehr Dreikantmuscheln zu finden waren als am Vergleichswürfel. Die Antifouling bieten einen gewissen Schutz vor dem Bewuchs von Dreikantmuscheln. Wo jedoch das Vorkommen dieser Art besonders hoch ist (Wallersee, mit bis zu 27 Larven pro Liter), sind solche Flächen nicht sicher vor *D. polymorpha*. Bewuchsuntersuchungen an Pfählen im Mattsee und Grabensee zeigten, dass

Räuber und natürliche Umweltfaktoren wie Eisbedeckung oder Sonneneinstrahlung für die Besiedlungsstrategien der Muscheln von Bedeutung sind.

In den USA werden verschiedene chemische (Molluskizide, oxidierende und nicht oxidierende Mittel) und physikalische Methoden (Erhöhung der Strömung, des Druckes, der Temperatur, UV-Bestrahlung) bis zu einem gewissen Grad erfolgreich zur Bekämpfung der Dreikantmuschel in der Wasserwirtschaft eingesetzt. In heimischen Gewässern werden solche Methoden jedoch nicht verwendet, da diese in den meisten Fällen

schwerwiegende Schäden im aquatischen Ökosystem verursachen. Wie die vorliegende Arbeit gezeigt hat, bieten umweltgerechte Anstriche (Antifoulings) nur teilweise Schutz vor einer Besiedlung von Oberflächen (Schiffe, Rohrleitungen). Eine schadstofflose Muschelreduzierung kann nach dem bisherigen Stand nur durch natürliche Fressfeinde und durch mechanische Absammlung erreicht werden. Biologische Methoden wie das Eingreifen in die Reproduktion oder der Einsatz von Mikroorganismen, die die Muscheln gezielt angreifen, sind noch im Stadium der Entwicklung. Weitere Forschungen in dieser Richtung sind notwendig.

## 6. Dank

Wir möchten uns bei folgenden Personen für ihre hilfreiche Unterstützung recht herzlich bedanken: Dr. Peter SCHABER (Amt der Salzburger Landesregierung; Informationen), Univ.-Prof. Dr. Annemarie SCHMID (Universität Salzburg; Aufwuchsalgen), Peter WENGER (Amt der Salzburger Landesregierung;

Planktonproben, Daten), Christian KAPPELLER (Fischerei Seekirchen), Gerhard LANGMAIER und Mitarbeiter (Fischerei Schloss Fuschl), Mag. Daniela ZICK-ACHLEITNER und Mag. Karin KROIBMAYR (Taucharbeiten).

## 7. Literatur

ACKERMAN J. D., SIM B., NICHOLS S. J., CLAUDI R. (1994): A review of the early life history of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): comparisons with marine bivalves. – Can. J. Zool., 72: 1169 – 1179

BORCHERDING J. (1995): Laboratory experiments on the influence of food availability, temperature and photoperiod on gonad development in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. – Malacologia, 36: 15 – 27

BREITIG G. (1965): Beiträge zur Biologie, Verbreitung und Bekämpfung von *Dreissena polymorpha* (Pall.) 1771 (Lamellibranchiata). – Diss. math. nat. Fak. Univ. Greifswald

BREITIG G. (1969): Das Molluskenplankton und seine Rolle in der Besiedlung der Binnengewässer. – WWI, 19, 4: 116 – 118

CLAUDI R., MACKIE G. L. (1994): Practical manual for zebra mussel monitoring and control. – Lewis Publisher, Boca Raton, 1 – 227

DULLER R. (1997): Nullwachstum: Wie gut sind Antifoulings wirklich. – Yacht Revue, 3/97: 26 – 31

DULLER R. (1998): Meeresfrüchte: 16 Antifoulings im Langzeittest. – Yacht Revue, 3/98: 26 – 31

FISHER S. W., DABROWSKA H., WALLER D. L., BABCOCK-JACKSON L., ZHANG X. (1994): Sensitivity of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) live stages to candidate molluscicides. – J. Shellfish Research, 13: 373 – 377

FRANK C. (1995): Die Weichtiere (Mollusca): Über Rückwanderer, Einwanderer, Verschleppte; expansive und regressive Areale. – Stapfia, 37: 17-54

HADL G., MOOG O., MÜLLER G., MÜLLER-JANTSCH A. (1978): Zum Auftreten der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS im Salzburger und Oberösterreichischen Salzkammergut. – Österr. Fischerei, 31: 163 – 165

HAMILTON D. J., DAVISON A. C., BAILEY R. C. (1994): Predation of zebra mussels by diving ducks: an enclosure study. – Ecology, 75: 521 – 531; 38: 97 – 108

HEINISCH W. (1989): Wasservogelzählung - Salzburg 1988/89 (Kurzbericht). – Salzburger Vogelkundl. Ber., 1: 6-9

HEINISCH M., HEINISCH W. (1990): Winterliche Schwimmvogelbestände im Bundesland Salzburg. Ergebnisse der internationalen Wasservogelzählungen 1976-1989. – Jber. Haus der Natur Salzburg, 11: 53-60

HERZIG A. (1985): Fischnährtier-Almanach für den Mondsee. – Österr. Fischerei, 38: 97 – 108

HILLBRICHT-ILKOWSKA A., STANCZYKOWSKA A. (1969): The production and standing crop of planktonic larvae of *Dreissena polymorpha* PALL. in two Mazurian lakes. – Pol. Arch. Hydrobiol., 16: 193 – 203

HUNTER R. D., BAILEY J. F. (1992): *Dreissena polymorpha* (zebra mussel): Colonization of soft substrata and some effects on unionid bivalves. – The Nautilus, 106: 60 – 67

JÄGER P. (1986): Chemismus der Vorlandseen und ihrer Zubringer. – Stud. Forsch. Salzburg, 2: 343 – 384

KLEE O. (1971): Die größte Kläranlage im Bodensee: eine Muschel. – Mikrokosmos, 60: 129 – 132

KNOFLACHER H. M., MÜLLER G. (1984): Beiträge zur Ökologie der überwinterten Wasservögel am Mondsee. Teil II. – Jb. Oö. Mus.-Ver., 129: 287-316

KOUTNIK M. A., PADILLA D. K. (1994): Predicting the spatial distribution of *Dreissena polymorpha* (zebra mussel) among inland lakes of Wisconsin: Modeling with a GIS. – Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51: 1189 – 1196

MACISAAC H. J., SPRULES W. G., LEACH J. H. (1991): Ingestion of small-bodied zooplankton by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): Can cannibalism on larvae influence population dynamics? – Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48: 2051 – 2060

MARTIN G. W., CORKUM L. D. (1994): Predation of zebra mussel by crayfish. – Can. J. Zool., 72: 1867 – 1871

MÜLLER G. (1981): Zur Biologie und Ökologie der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha* Pallas 1771). – ÖKO L., 3/3: 15 – 16

- MORTON B. (1969): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* PALL. I. General anatomy and morphology. - Proc. Malac. Soc. Lond., 38: 301 – 321
- NOORDHUIS R., REEDERS H., BIJ DE VAATE A. (1992): Filtration rate and pseudofaeces production in Zebra Mussels and their application in water quality management. - Limnologie Aktuell, 4: 101 – 114
- PATZNER R. A., LOIDL B., GLECHNER R., HOFRICHTER R. (1992a): Untersuchungen der Großmuschelfauna im Wallersee (Bundesland Salzburg). – Österr. Fischerei, 45: 88 – 94
- PATZNER R. A., LOIDL B., GLECHNER R., HOFRICHTER R. (1992b): Das Vorkommen der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* in den Salzburger Alpenvorlandseen. – Österr. Fischerei, 45: 158 – 163
- PATZNER R. A., MÜLLER D. (1996): Gefährdung und Rückgang der Najaden–Muscheln (Unionidae, Bivalvia) in stehenden Gewässern. – Ber. ANL, 20: 177 – 196
- RAM J. L., FONG P., CROLL R. P., NICHOLS S. J., WALL D. (1992): The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), a new pest in North America: Reproductive mechanisms as possible targets of control strategies. – Invertebrate Reproduction and Development, 22: 77 – 86
- RAMCHARAN C. W., PADILLA D. K., DODSON S. I. (1992): Models to predict potential occurrence and density of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. – Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 2611 – 2620
- RITTERBUSCH-NAUWERCK B. (1991): The coincidence between the shape of the pharyngeal bones of *Vimba elongata* (VALENCIENNES)(Pisces, Cyprinidae) and of its prey *Dreissena polymorpha* (PALLAS)(Bivalvia, Dreissenidae). – J. Fish Biol., 38: 325-326
- SIESSEGGER B. (1971): Besteht durch die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* eine Gefahr für den Bodensee und seine anliegenden Wasserwerk? – Wasser – Boden – Luft, Technische Zeitschrift für den Umweltschutz, 7: 34 – 36
- SPRUNG M. (1992): Observations on shell growth and mortality of *Dreissena polymorpha* in lakes. – Limnologie Aktuell, 4: 19 – 28
- STANCZYKOWSKA A. (1963): Analysis of the age of *Dreissena polymorpha* PALL. in the Mazurian lakes. – Bull. Acad. Pol. Sci. cl. II, 11: 29 – 33
- STANCZYKOWSKA A. (1964): On the relationship between abundance, aggregations and conditions of *Dreissena polymorpha* PALL. in 36 Mazurian lakes. – Ekol. Pol. Ser. A, 12: 653 – 690
- STANCZYKOWSKA A. (1977): Ecology of *Dreissena polymorpha* (PALL.) (Bivalvia) in lakes. – Pol. Arch. Hydrobiol., 24: 461 – 530
- SUTER W., SCHIFFERLI L. (1988): Überwinternde Wasservögel in der Schweiz und ihren Grenzgebieten: Bestandsentwicklungen 1967 - 1987 im internationalen Vergleich. – Der Ornithologische Beobachter, 85: 261-298
- TEN WINKEL E. H., DAVIDS C. (1982): Food selection by *Dreissena polymorpha* PALLAS (Mollusca: Bivalvia). – Freshwat. Biol., 12: 553 – 558
- WALZ N. (1973): Untersuchungen zur Biologie von *Dreissena polymorpha* PALLAS im Bodensee. – Arch. Hydrobiol., Suppl., 42: 452 – 482
- WALZ N. (1975): Die Besiedlung von künstlichen Substraten durch Larven von *Dreissena polymorpha*. – Arch. Hydrobiol., Suppl., 47: 423 – 431
- WALZ N. (1978): The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* PALLAS in laboratory experiments and in Lake Constance. II. Reproduction – Arch. Hydrobiol., Suppl., 55: 106 – 119
- ZAUNICK R. (1917): *Dreissena* in der Alten Donau bei Wien. – Nachr. Bl. Dtsch. Malak. Ges. 49: 137 – 138

### Zitiervorschlag:

GRANIG H., JÄGER P., PATZNER R. A. (1999): Besiedlungsstrategien der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) in Salzburger Seen. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 73-94 (2015)

### Anschrift der Verfasser:

Mag. Heideinde GRANIG, 9816 Penk, Penk i. Mölltal Nr. 56, e-mail: [heideinde.granig@astellas.com](mailto:heideinde.granig@astellas.com)

Hofrat Dr. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, e-mail: [paul.jaeger@sbg.at](mailto:paul.jaeger@sbg.at)

Univ.-Prof. Dr. Robert A. PATZNER, Universität Salzburg, Institut für Organismische Biologie, Hellbrunnerstraße 34, 5020 Salzburg, e-mail: [robert.patzner@sbg.ac.at](mailto:robert.patzner@sbg.ac.at)



# Libellen als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand der Seeufer der Trumer Seen

Elke LAUTH und Johann WARINGER  
(2001)

Mit 15 Abbildungen, 9 Tabellen und 45 Fotos im Text

## KURZFASSUNG

In dieser Untersuchung wurden erstmals die Libellen als Bioindikatoren für die ökologische Funktionsfähigkeit von Seeufern herangezogen. Das Untersuchungsgebiet, welches sich über die Uferzonen des Obertrumer Sees und Grabensees erstreckt, unterliegt stellenweise sehr starkem anthropogenem Einfluss. Vor allem die Entwässerung der an die Seen grenzenden Feuchtflächen durch Drainagen und deren Düngung führen zu einer sukzessiven Veränderung der ursprünglichen Ufervegetation. Diese Veränderung kann anhand der Zusammensetzung der Libellengemeinschaften in den unterschiedlichen Uferbereichen sehr gut nachvollzogen werden. Es bestätigt sich somit eine Eignung der Libellen für die Bioindikation.

## ABSTRACT

For the first time dragonflies are used as bioindicators for the assessment of the ecological state of lakesides. In the study area the human influence is high. Drainage and fertilization cause a change in the vegetation of the lakesides. The dragonfly communities can clearly show these impacts.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG.....	96
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	96
2.1 Auswahl der Probeflächen	
3. FAUNISTIK.....	103
3.1 Methodik	
3.2 Ergebnisse	
4. BEWERTUNG UND DISKUSSION.....	116
4.1 Die Ufer der Vegetation der Trumer Seen	
4.2 Wahl des Leitbildes	
4.3 Bewertung	
4.4 Rote Liste-Arten	
4.5 Zusammenfassende Diskussion	
5. LITERATUR.....	121
6. ANHANG.....	122

# 1. Einleitung

Ziel dieser Untersuchung, die im Rahmen des Projektes „Seeuferuntersuchung der Trumer Seen“ erfolgt, ist die Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Seeufer, wobei Libellen als Bioindikatoren herangezogen wurden.

Die Eignung der Libellen als Indikatoren ergibt sich aus mehreren Gründen. Sie sind aufgrund ihrer meist spezifischen Ansprüche an physikalische Gewässerbedingungen einerseits und strukturelle aquatische und terrestrische Parameter andererseits besonders zur Bewertung von Feuchtgebieten geeignet. Im Gegensatz zu anderen teilaquatisch lebenden Wirbellosen weisen sie eine überschaubare Artenzahl auf und sind meist vergleichsweise gut bestimmbar. Der Nachweis der Bodenständigkeit ist durch Beobachtung von Kopulation, Eiablage und Schlupf relativ leicht zu erbringen. Auch sind die ökologischen Ansprüche bei Stillwasserarten schon relativ gut bekannt. Aufgrund der längeren Entwicklungszeit der Larven (bei einigen Arten mehrere Jahre) können Aussagen über einen längeren Zeitraum gemacht werden (SCHMIDT 1983). Aufgrund des aquatischen Larvallebensraumes und des terrestrischen Imaginallebens-

raumes bezieht sich das Indikationspotential von Libellen auf beide Teilbereiche, und zwar vor allem auf die Habitatstrukturen im und am Gewässer sowie auf die seines Umlandes, auf die Qualität der Wasser-Land-Übergangszonen, auf die Vernetzung des Gewässers mit dem Umland und auch auf die Auswirkungen diverser Nutzungsformen (CHOVANEK 1994).

Der odonatologische Erforschungsstand des Bundeslandes Salzburg ist sehr ungenügend. Nur ganz wenige Arbeiten enthalten detaillierte Fundortangaben. Im gesamten Bundesland Salzburg wurden bisher 57 Arten nachgewiesen; davon wurden im Flachgau, dem am besten bearbeiteten Landesteil, 34 Arten registriert, 2 Zuordnungen zu dieser Region sind jedoch fraglich (LANDMANN 1984). Aus der Umgebung Salzburgs stammen umfangreichere lokalisierbare Daten vor allem von CHARWAT (1955), dessen Datenmaterial zum Teil auch vom Grabensee stammt. Die Daten von HOFFMANN (1949) stammen überwiegend aus dem Grenzbereich zu Oberösterreich und vom Wallersee, dessen Odonatenfauna mit bisher 27 nachgewiesenen Arten relativ reichhaltig ist.

# 2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die Seeufer des Obertrumer Sees und Grabensees. An ihnen wurden 21 Probeflächen näher untersucht. Davon liegen 14 am Obertrumer See und die restlichen 7 am Ufer des Grabensees. Ins Untersuchungsgebiet miteinbezogen wurde die Uferregion des Matt-

sees, die, nur durch die Landstraße getrennt, an den Obertrumer See angrenzt. Außerdem wurden am Verbindungsstück der Mattig zwischen dem Obertrumer See und Grabensee vier Probeflächen festgelegt (Abb. 1)

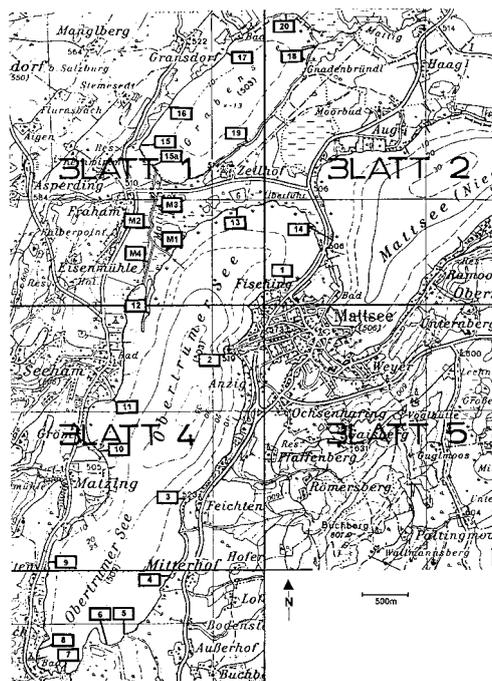


Abb. 1 : Untersuchungsgebiet  
Fig. 1: The study area

## 2.1 Auswahl der Probeflächen

Seeufer sind Biotoptypen mit odonatologischer Relevanz. Sie enthalten viele libellenspezifische Habitate. So sind zum Beispiel ruhige, mit Schwimmblattpflanzen bewachsene Buchten odonatologisch vergleichbar mit Kleinseen, die nach WILDERMUTH & SCHIESS (1983) früher zu den besten Libellenbiotopen zählten. Wesentliche Faktoren für die Habitatselektion an Stillgewässern sind vor allem der Grad der Besonnung, die Strukturierung, der Flachuferanteil sowie der Anteil an aquatischer Vegetation (BANSE & BANSE 1985, BRÄU 1990, LAUTH & WINDING 1995, SCHIESS & DE MARMELS 1979). Mit Zunahme des Struktureichtums (d. h. Schwimmblatt-, Unterwasser-, Röhricht- und Pioniervegetation, vegetationsfreie Bereiche) werden zahlreichen Libellenarten die lebensnotwendigen Habitatstrukturen angeboten (SCHLUMPRECHT & STUBERT 1989).

Die Auswahl der Flächen erfolgte nun mit dem Ziel, diese unterschiedlichen Uferhabitate der beiden Seen und der Mattig zu erfassen. Es wurde versucht, überall annähernd gleich große Uferlängen zu untersuchen.

### 2.1.1 Die Probeflächen des Obertrumer Sees

In den Uferzonen des Obertrumer Sees überwiegen aufrechte Vegetationsstrukturen, wie Schilf und Binsen. Schilf ist in fast allen Probeflächen vorhanden. Unterschiede ergeben sich hier oft nur in der Dichte oder der Größe der Fläche, die vom Schilf bedeckt wird. Es sind auch Schwimmblattzonen, submerse Vegetation, Seggenbüten und Verlandungszonen zu finden, jedoch in weit geringerem Ausmaß. Der Gewässeruntergrund wird vor allem in den Schilf- und Schwimmblattzonen von Detritus und Schlamm bedeckt. In den vegetationsfreien Zonen ist Mikrolithal vorherrschend.

#### P1: Fischen

Der Schilfgürtel ist hier sehr dicht und hoch. Das Landschilf, das fließend in Wasserschilf übergeht, grenzt an eine landwirtschaftliche Nutzfläche. Das Bodensubstrat des flach im Wasser auslaufenden Uferbereiches besteht aus Detritus.

#### P2: Wartenstein

Das Ufer wird von einer Baumreihe gesäumt, hinter der sich ein Badeplatz befindet. Es ist keine Wasservegetation vorhanden. Den Untergrund bildet ein teils aus dem Wasser ragender großer Felsen. Nach ca. 10 m kommt es zu einem starken Steilabfall unter Wasser.

#### P3: Feichten

Der Uferbereich wird als Privatbadeplatz genutzt und wird durch eine Mauer von der oberhalb liegenden Rasenfläche abgegrenzt. Das Röhricht steht hier sehr locker und schließt nicht direkt ans Ufer an. Im vege-

tationsfreien Uferstreifen besteht der Gewässeruntergrund aus Kies, im Schilf aus Detritus. Auch diese Probefläche ist flachufrig und setzt nach der Schilfzone mit einem Steilabfall unter Wasser fort.

#### P4: Mitterhof

Der Schilfgürtel ist ca. 8 m breit und sehr dicht. Ein schmaler Bootssteg und ein künstlich geschaffener vegetationsfreier Uferbereich, der mit Kies aufgeschüttet wurde (ca. 1 bis 1,5 m breit), dienen als Durchgang für Badende. Detritus ist das bestimmende Bodensubstrat.

#### P5: Außerhof

Dieser Aufnahmestandort befindet sich im Mündungsgebiet des Mattseeroider Baches. Am Ufer stehen Sträucher und verlandetes Schilf, das sich im Wasser fortsetzt. Die davor liegende Schwimmblattzone wird vorwiegend von *Nuphar lutea* (L.) gebildet. Die Fläche ist flachufrig. Der Gewässeruntergrund besteht aus Mikrolithal, in Detritus übergehend. Nördlich der Fläche befindet sich der Schwemmkegel des Baches. Er erstreckt sich ca. 6 m in den See hinein.

#### P6: Erlenbruch

Ein hoher Schilfgürtel wird zum Land hin von einem Laubmischwald begrenzt. Davor stehen Teichrosen, durchsetzt mit lockeren *Schoenoplectus lacustris* (L.)- und *Phragmites communis* (L.)-Beständen. Submers wächst zwischen den Teichrosen *Potamogeton perfoliatus* (L.) und *Myriophyllum spicatum* (L.). Der flache Untergrund besteht aus Detritus.

#### P7: östlich Strandbad Staffl

Hierbei handelt es sich um ein Erholungsgebiet, dessen Uferregion aufgeschüttet wurde, um den Wanderweg mit Parkbänken vor Überschwemmungen zu schützen. Befestigt ist das Ufer mit Holzplanken. Westlich und östlich dieser vegetationsfreien Zone steht ein dichter Schilfgürtel. Vor einer Weide, die inmitten des vegetationsfreien Teiles am Wasser steht, befindet sich noch lockerer Schilfbestand, der mit *Myriophyllum spicatum* und vereinzelt mit *Potamogeton perfoliatus* durchsetzt ist. Beim Bodensubstrat handelt es sich um Mikrolithal. Im Schilf besteht es aus Detritus.

#### P8: westlich Staffl

Das leicht steile Ufer wird von einem schmalen Schilfstreifen begrenzt. Davor befindet sich eine ausgeprägte Schwimmblattzone mit *Nymphaea alba* (L.) und *N. lutea*. Zum Landesinneren geht die Schilfzone in eine landwirtschaftliche Nutzfläche über.

#### P9: nordöstlich Seeleiten

Diese Probefläche ist flachufrig mit anschließendem Steilabfall und einer ständigen Wellenbewegung ausgesetzt. Der Schilfgürtel ist locker bis dicht und in einem Bereich von ca. 10 m unterbrochen. In diesem Bereich ist der Untergrund vorwiegend kiesig

(Psammal bis Mesolithal). Es ist auch Totholz von den dahinterliegenden Bäumen zu finden. Im Schilfgürtel ist wie überall Detritus vorherrschend.

**P10: zwischen Matzing und Seeham**

Das Schilf steht hier sehr locker. Der flach auslaufende Gewässerboden besteht aus Mesolithal.

Der Uferbereich dient als Privatbadeplatz, der von Bäumen und Sträuchern umgeben ist. Die Rasenflä-

che wird durch eine Geländestufe, die durch Schienen befestigt ist, zur Seeseite hin abgegrenzt.

Das Ufer wird von Bäumen und Gebüsch gesäumt. Hinter dem Baum- und Strauchgürtel liegt eine landwirtschaftliche Nutzfläche, die im Sommer auch als Liegewiese für Badende Verwendung findet.



oben links: Fischung (P1)  
oben rechts: Erlenbruch (P6)

Mitte: östlich Strandbad Staffl (P7)

unten links: westlich Staffl (P8)  
unten rechts: Nordufer des Obertrumer Sees (P13)



Tab. 1: Charakteristika der Probeflächen des Obertrumer Sees, Ufer: 1 = flach im Wasser auslaufender Uferbereich, 2 = Flachufer mit Steilabfall unter Wasser, 3 = Übergang Flach- zu Steilufer, 4 = Flachufer künstlich verändert, 5 = Steilufer; SE = Sonneneinstrahlung: 1 = 1/4 des Tages besonnt, 2 = 1/4 - 1/2, 3 = 1/2 - 3/4, 4 = 3/4 bis ganztags besonnt.

Table 1: Characterization of the sites at the Obertrumer See.

Fläche	Ufer	Bodensubstrat	wasserseitige Uferstruktur	landseitige Uferstruktur	SE
P1	1	Mesolithal	Röhricht	Landschilf, Mähwiese	3
P2	2	Megalithal	vegetationsfreier Uferstreifen Felsen	Laubbäume bis zum Wasser, Sträucher; Badeplatz	4
P3	2	Mikrolithal	Röhricht und Binsen submerse Vegetation	Badeplatz; Betonmauer; Rasen, Sträucher u. Bäume	3
P4	1	Detritus	Röhricht submerse Vegetation	Badeplatz; Rasen und Sträucher	3
P5	1	Mikrolithal Detritus	Schwimtblattzone Röhricht Bachmündung (Schwemmke- gel)	Streuwiese mit Landschilf Bäume und Sträucher bis zur Wasserlinie	3
P6	1	Detritus	Röhricht und Binsen Schwimtblattzone submerse Vegetation	Erlenbruch Streuwiese mit Schilf	4
P7	4	Mikrolithal	Röhricht vegetationsfreie Zone submerse Vegetation Uferbefestigung (Uferholz)	Schotterplatz Sträucher und Bäume	4
P8	3	Detritus	Röhricht Schwimtblattzone	landwirtschaftliche Nutzfläche	4
P9	2	Mesolithal Psammal Detritus	Röhricht Uferholz vegetationsfreie Zone	Laubbäume bis zum Wasser landwirtschaftliche Nutzfläche	2
P10	4	Mesolithal	Röhricht (locker) vegetationsfreier Bereich Ufer befestigt (Schienen)	Badeplatz / Rasen Bäume und Sträucher	2
P11	5	Mesolithal Detritus	Schuttkegel Röhricht Schwimtblattzone	Bachbett / Bäume Rasenfläche	4
P12	1	Detritus	Röhricht und Binsen Schwimtblattzone Uferseggen	Streuwiese mit Schilf	4
P13	1	Detritus	Röhricht und Binsen kleine Schwimtblattzone	Streuwiese Bäume und Sträucher	4
P14	1	Detritus	Röhricht und Binsen	Laubbäume und Sträucher Streuwiese	4
Mattsee	1	Detritus	Uferseggen Röhricht und Binsen	Streuwiese	4

### P11: Seeham

An das Mündungsgebiet des Teufelsbaches in Seeham schließt ein Schilfbestand mit davorliegender Schwimtblattzone aus *N. lutea* an. Der Uferbereich, dessen Untergrund aus Detritus besteht, ist flach im Wasser auslaufend. Der Schwemmkegel im Mündungsgebiet des Baches fällt nach etwa einem halben Meter unter Wasser steil ab. Das Bodensubstrat besteht aus Mesolithal.

### P12: nördlich Seeham

An der Uferböschung, die von Seggen gebildet wird, steht Schilf. Dieses geht über in eine Schwimtblattzone, die aus Teichrosen mit vereinzelt Binseninseln besteht. Diese Zone ist ca. 15 m breit. Am Ufer befindet sich ein ausgedehnter Überschwemmungsbereich mit Schilf und Seggenbeständen. Auch dieser Aufnahmestandort ist flachufrig.

### P13: Nordufer des Obertrumer Sees

Das Nordufer des Sees bildet ein sehr dichter Schilfgürtel, in dem es zum Teil zur Bildung von „Kleinseen“ kommt. Der Untergrund dieses flach auslaufenden Uferbereiches besteht vorwiegend aus Detritus und Schlamm. Teilweise geht der Schilfgürtel in kleine Schwimtblattzonen (*N. lutea*) über. Auch Binseninseln sind in diesen „Kleinseen“ nicht selten. Zur Freiwasserfläche hin wird der Uferbereich von lockeren Binsenbeständen begrenzt. Zwischen diesem Binsengürtel und dem Schilfgürtel befindet sich oft ein schmaler Streifen Freiwasserfläche.

### P14: Nordostende des Sees

Auch hier handelt es sich wieder um einen im Wasser flach auslaufenden Uferbereich. Der Schilfgürtel ist hier dicht und hoch (Landschilf geht in Wasserschilf über), wird zum Freiwasser hin lockerer und geht in locker stehende Binsenbestände über. Der Unter-

grund ist durch die Wurzeln des Schilfs verfestigt. Bodensubstrat ist Detritus. Die Mattseer Seite wird von lockeren Schilfbeständen mit geringem Binsenan-

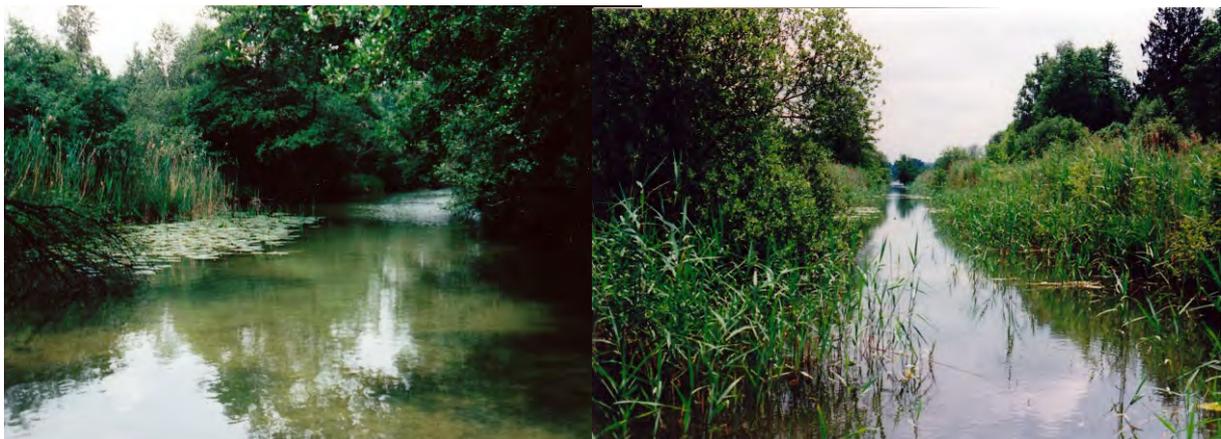
teil geprägt. Sie ist ebenfalls flachufbrig mit schlammigem Untergrund. Die Uferböschung wird von Seggenbüscheln gebildet.



oben links: südlich Gransdorf (P16)  
oben rechts: nördlich Zellhof (P19)

Mitte: südlich Rodhausen (P20)

unten links: Mattig (Aag) Abfluss Obertrumer See (M1)  
unten rechts: Mattig (Aag) östlich von Eisenmühle (M4)



## 2.1.2 Die Probeflächen des Grabensees

Das Nordufer des Grabensees wird von Uferseggen geprägt, die in eine vernässte Streuwiese übergehen, welche mehr oder weniger stark mit Schilf durchsetzt sein kann. Vereinzelt sind schütterere Schilfflächen oder kleine Schwimmblattzonen vorgelagert. Das

Südufer bilden kiesige, vegetationslose Uferzonen mit vorwiegend lockeren Schilf- und Binsenbeständen sowie einem Gehölzstreifen, der bis zur Uferlinie reicht.

Tab. 2: Charakteristika der Probeflächen des Grabensees: Ufer: 1 = flach im Wasser auslaufender Uferbereich, 2 = Flachufer mit Steilabfall unter Wasser, 3 = Übergang Flach- zu Steilufer, SE = Sonneneinstrahlung: 1 = ¼ des Tages besonnt, 2 = ¼ - ½, 3 = ½ - ¾, 4 = ¾ bis ganztags besonnt.

Table 2: Characterization of the sites at the Grabensee.

Fläche	Ufer	Bodensubstrat	wasserseitige Uferstruktur	landseitige Uferstruktur	SE
P15a	1	Detritus	Röhricht Schwimmblattzone Uferseggen Totholz	Bäume bis zur Wasserlinie trockengelegte Streuwiese mit Landschilf	3
P15	1	Detritus	Schwimmblattzone Uferseggen Schilf (schütter) submerse Vegetation	Verlandungszone mit Schilf Laubwald	4
P16	3	Detritus	Röhricht (schütter) Uferseggen	Verlandungszone Laubwald	4
P17	3	Detritus	Röhricht Uferseggen	Streuwiese trockengelegte Mähwiese Laubwald	4
P18	2	Detritus	Uferseggen Röhricht	Streuwiese mit Landschilf Bäume bis zur Wasserlinie	3
P19	2	Mikrolithal Detritus	Röhricht und Binsen Uferseggen vegetationsfreier Uferstreifen	Laubbäume Seggen und Schilf Badeplatz	2
P20	2	Detritus	Röhricht	Streuwiese mit Landschilf	4

### P15a: nordöstlich Fraham

Das Ufer wird von Bäumen und Sträuchern gesäumt. An der Wasserlinie stehen Seggen. Davor wächst ein schmaler Schilfstreifen, der in Seerosen und dichtstehende Binsen übergeht. Vereinzelt steht dazwischen auch noch etwas Schilf. Das Bodensubstrat besteht vorwiegend aus Detritus.

### P15: nordöstlich Fraham

Die Uferböschung wird von *Carex*-Bülten geprägt. In der Schwimmblattzone, gebildet von *N. alba*, wächst submers *P. perfoliatus*. Der flache Gewässeruntergrund besteht aus Detritus. Die Uferzone ist sehr stark vernässt. Die Vegetation setzt sich vorwiegend aus Seggen und Schilf zusammen.

### P16: südlich Gransdorf

Auch hier ist die Uferregion bis zum Wald hin stark vernässt. In dieser Verlandungszone dominieren Seggen, Wollgras und Fieberklee. Die Ufervegetation besteht aus Seggen. Im Wasser stehen sehr lockeres Schilf und vereinzelte Schwimmblätter.

### P17: östlich Gransdorf

Das Ufer wird von einer vernässten Streuwiese gebildet, die an der Uferlinie einen schmalen Streifen Landschilf aufweist. Sie wird durch einen Entwässerungsgraben von der oberhalb liegenden landwirtschaftlichen Nutzfläche getrennt. Im Wasser, direkt am Ufer, wächst ein schmaler Schwimmblattgürtel, dem ein lockerer Schilfbestand vorgelagert ist.

### P18: Abfluss Mattig

Diese Probefläche umfasst den Austritt der Mattig. Beide Ufer sind an den Rändern flachufsig, das Südufer weist nach der Schilfgrenze einen Steilabfall auf. Das Bodensubstrat besteht aus Detritus. Ein ausgehnter Schilfgürtel bildet die Ufervegetation. Sträucher stehen bis zur Wasserlinie. Dahinter befindet sich an beiden Seiten eine Streuwiese.

### P19: nördlich Zellhof

Nach einem schmalen, kiesigen (Mikrolithal), vegetationsfreien Uferstreifen und einer ca. 1 m breiten Freiwasserfläche beginnt die Wasservegetation, die von lockeren Schilf- und Binsenbeständen geprägt ist. Der vegetationslose flache Uferstreifen geht in eine kurze (ca. 10 m) Zone über, in der das Schilf bis zur Wasseranschlagslinie reicht und deren Uferböschung von Uferseggen gebildet wird. Landseitig befindet sich eine kleine Fläche mit Seggen- und Schilfbestand, die bis auf die dem Wasser zugewandten Seite von Bäumen umgeben ist. Das Ufer ist sehr flach mit anschließendem Steilabfall. Den Gewässeruntergrund bedeckt im vegetationsfreien Bereich Mikrolithal und im Schilf Detritus. Durch das bewaldete Ufer ist während des Großteils des Tages nur die Hälfte der Fläche besonnt.

### P20: südlich Rodhausen

Die Probefläche befindet sich im Bereich einer vernässten Streuwiese. Am Ufer weist sie einen schmalen

Streifen Landschilf auf, das in Wasserschilf übergeht. Das Ufer ist flach mit einem Steilabfall unter Wasser.

### 2.1.3 Die Probeflächen der Mattig

Die Mattig verbindet als Aag den Obertrumer See mit dem Grabensee. Sie lässt sich in zwei sehr unterschiedliche Abschnitte einteilen und besteht einerseits aus einem schattigen Seitenarm, der ebenfalls aus dem Obertrumer See austritt und in den Hauptarm der Aag mündet. Hier sind beide Ufer von Laubbäumen und Sträuchern begrenzt (M1). Der Hauptarm selbst

ist sonnenexponiert und weist auf beiden Uferseiten Seggen- und Schilfbestände auf (M2 bis M4).

#### M1: Abfluss des Obertrumer Sees

Am westlichen Ufer befindet sich eine kleine Schwimmblattzone. Das Ufer wird von Seggen gesäumt, dahinter stehen Bäume und Sträucher. Das gegenüberliegende Ufer hat eine steilere Uferböschung. Direkt an der Wasserlinie stehen Bäume und Sträucher, deren Wurzeln und Äste ins Wasser reichen.

Der Untergrund ist feinsandig-schlammig mit einem lockeren *Myriophyllum spicatum* - Bestand. Die Probefläche ist sehr schattig.

Tab. 3: Charakteristika der Probeflächen der Mattig (Aag)

Ufer: 1 = flach im Wasser auslaufender Uferbereich, 2 = Flachufer mit Steilabfall unter Wasser, 3 = Übergang Flach- zu Steilufer, 4 = Steilufer;

Landseitige Uferstruktur: WU = Westufer, OU = Ostufer;

SE = Sonneneinstrahlung: 1 = 1/4 des Tages besonnt, 2 = 1/4 - 1/2, 3 = 1/2 - 3/4, 4 = 3/4 bis ganztags besonnt.

Table 3: Characterization of the sites at the Mattig (Aag)

Fläche	Ufer	Bodensubstrat	Wasserseitige Uferstruktur	Landseitige Uferstruktur	SE
M1	1	Schlamm	Röhricht (sehr locker) Schwimmblattzone Uferseggen lockere submerse Vegetation Totholz, Wurzeln	beide Ufer Bäume und Sträucher bis zur Wasserlinie Uferseggen	1
M2	WU: 1 OU: 4	Schlamm	Röhricht (schütter) Uferseggen ins Wasser hängende Äste und Wurzeln, Totholz submerse Vegetation	WU: Streuwiese mit Schilf Bäume und Sträucher OU: Bäume bis zum Wasser Landschilf vernässte Streuwiese	2
M3	4	Schlamm	Uferseggen vereinzelt Schilf vereinzelt Schwimmblätter dichte submerse Vegetation	WU: nasse Streuwiese OU: Landschilf vernässte Streuwiese	4
M4	4	Schlamm	Schilf Schwimmblätter ins Wasser hängende Äste dichte submerse Vegetation	WU: Landschilfgürtel Sträucher vernässte Streuwiese OU: Landschilfgürtel Bäume und Sträucher	4

#### M2 östlich von Fraham

Diese Fläche liegt an einer Bachbiegung. Am westlichen Ufer wachsen zwischen Bäumen und Sträuchern, die bis zur Wasserlinie reichen, Uferseggen. Im Wasser steht lockeres Schilf. Diese Seite des Baches ist flachufrig. Das östliche Ufer wird von einem Landschilfgürtel, der bis zur Wasserlinie reicht, geprägt. Anschließend begrenzen Bäume und Sträucher die Uferlinie, deren Wurzeln ins Wasser reichen. Das Ufer ist hier sehr steil. An beiden Uferseiten liegen vernässte Streuwiesen mit Landschilf. Das Bodensubstrat besteht aus Schlamm.

#### M3 östlich von Fraham, etwas weiter nördlich als M2

Die westliche Uferböschung wird aus Uferseggen gebildet. Die östliche wird von einem Landschilfgürtel

begrenzt. Dahinter liegen auf beiden Seiten vernässte Streuwiesen mit Schilfbestand. Im Wasser wachsen vereinzelt Schwimmblätter. Die Aag ist hier ca. 6 m breit. Das Bodensubstrat besteht auch hier aus Schlamm. Stellenweise wächst *P. perfoliatus*.

#### M4 östlich von Eisenmühle

Dieser Aufnahmestandort befindet sich kurz nach dem westlichen Austritt aus dem Obertrumer See. An beiden Seiten steht dichtes Landschilf, das in einen schmalen Streifen lockeres Wasserschilf und schütterer Schwimmblattvegetation übergeht. Die submerse Vegetation besteht aus *Potamogeton perfoliatus*. Der Untergrund ist schlammig.

### 3. Faunistik

#### 3.1 Methodik

##### 3.1.1 Untersuchungszeitraum / Witterung

Die Probeflächen wurden von 1996 bis 1998 jeweils von Anfang April bis Ende September/Anfang Oktober besucht. Die Exkursionen wurden an möglichst sonnigen und windstillen Tagen durchgeführt. An einem Tag konnten nur jeweils einige der Probeflächen besucht werden. Daher wurde versucht, einen Durchgang an aufeinanderfolgenden Tagen durchzuführen.

##### 3.1.2 Erfassung des Artenspektrums

Für die Erhebung des repräsentativen Artenspektrums wurde nach den Richtlinien von SCHMIDT (1985) kartiert. Es wurden Adulttiere, deren Verhaltensweisen und Exuvien aufgenommen.

###### 3.1.2.1 Imagines

Um einen ersten Überblick über das Artenspektrum der beiden Seen zu bekommen, wurden vor der Festlegung der Profilstrecken alle vom Land aus zugänglichen Uferbereiche besucht. Es wurden dabei alle beobachteten Arten und der jeweilige Habitattyp festgehalten.

Nach Festlegung der Probeflächen beschränkte sich die Kartierung auf diese Referenzpunkte. Um auch die vom Land aus nicht oder nur sehr schwer zugänglichen Bereiche zu erreichen, wurde ein Elektroboot benutzt. Die Arten wurden, soweit möglich, mit Hilfe eines Fernglases bestimmt, ansonsten mussten die Libellen zur Determination mit einem Kescher gefangen werden. Sie wurden anschließend wieder freigelassen. Als Bestimmungsliteratur wurden die Arbeiten von BELLMANN (1987), STOBBE (1987) und NÜSS & WENDLER (1991) herangezogen.

Um einen Nachweis über die Bodenständigkeit der einzelnen Arten zu bekommen, wurden beobachtete Verhaltensweisen wie Schlupf, Kopulation, Tandemflug und Eiablage notiert.

Auch wurden Tiere, die am Weg von oder zu den einzelnen Probeflächen angetroffen wurden, registriert, um möglichst alle Arten zu erfassen.

###### 3.1.2.2 Erfassung der Exuvien

Die Probeflächen wurden auch nach Exuvien durchsucht. Sie dienen nicht nur als Beleg für das Vor-

kommen einer Art, sondern ebenfalls als wichtiger Nachweis für ihre Bodenständigkeit.

Die Exuvien wurden entlang der Ufer und von der im Wasser stehenden Vegetation abgesammelt. Die schwer zu bestimmenden Arten wurden im Labor mit Hilfe eines Binokulars und der Bestimmungsschlüssel von ARNOLD (1990), ASKEW (1988), BELLMANN (1987) und FRANKE (1979) bestimmt.

###### 3.1.2.3 Ermittlung der Libellenzönosen

Für quantitative Aussagen über die Abgrenzung einer Lebensgemeinschaft bietet FAGER (1957) eine Möglichkeit über die Berechnung sogenannter „recurrent groups“. Es geht dabei um einen Artenvergleich in verschiedenen Sammelproben, wobei die Arten nach der Häufigkeit ihres gemeinsamen Vorkommens mit anderen Arten gruppiert werden.

Eine „recurrent group“ umfasst die größtmögliche Anzahl von Arten, wobei alle möglichen Artenpaare innerhalb einer Gruppe signifikante positive Affinitäten aufweisen.

$$\text{Vergesellschaftungsindex } \varnothing_C = \frac{\frac{AB}{N} - \frac{N}{2}}{\sqrt{A(N-A)B(N-B)}}$$

A = Zahl der Standorte mit der Art X  
B = Zahl der Standorte mit der Art Y  
C = die Anzahl der X und Y gemeinsamen Standorte  
N = Gesamtanzahl der Standorte

Die Affinität zwischen den Arten wurde mit dem Vergesellschaftungsindex nach DECAMPS (1967) und SZCZESNY (1986) berechnet (siehe Kasten oben). Berücksichtigt wurden nur die sicher und wahrscheinlich bodenständigen Arten. Der Index liefert Werte zwischen -1, was einer völligen Vermeidung der Arten gleichkommt, und +1 bei völliger Bindung aneinander.

Bei der Abgrenzung der Lebensgemeinschaften nach FAGER (1957) wurden nur jene Artenpaare verwendet, die einen Bindungsgrad  $\varnothing_C \geq 0,300$  haben.

#### 3.2 Ergebnisse

Insgesamt konnten 29 Libellenarten erfasst werden. Davon sind 26 Arten mit Sicherheit durch Beobachtung von Tandem, Kopulation, Eiablage und Schlupf als auch durch Exuvienbelege als bodenständig anzusehen. Von zwei Arten existieren nur Exuvienfunde

als Nachweis für ihr Vorkommen. Bei zwei der erfassten Arten dürfte aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche Bodenständigkeit nicht auszuschließen sein, konnte jedoch noch nicht nachgewiesen werden.

### 3.2.1 Arteninventar

In der folgenden Auflistung werden alle Arten genannt, die beobachtet werden konnten; die Liste

beinhaltet auch jene Arten, deren Bodenständigkeit noch nicht nachgewiesen werden konnte.

Unterordnung *Zygoptera* (Kleinlibellen)

Familie Calopterygidae (Prachtlibellen)

*Calopteryx splendens* (HARRIS, 1782) Gebänderte Prachtlibelle

*Calopteryx virgo* (L., 1758) Blauflügel-Prachtlibelle

Familie Lestidae (Teichjungfern)

*Lestes viridis* (VAN DER LINDEN, 1825) Weidenjungfer

Familie Platycnemididae (Federlibellen)

*Platycnemis pennipes* (PALLAS 1771) Gemeine Federlibelle

Familie Coenagrionidae (Schlanklibellen)

*Pyrrhosoma nymphula* (SULZER, 1776) Frühe Adonislibelle

*Ischnura elegans* (VAN DER LINDEN, 1820) Große Pechlibelle

*Enallagma cyathigerum* (CHARPENTIER, 1840) Becher-Azurjungfer

*Coenagrion puella* (L., 1758) Hufeisen-Azurjungfer

*Coenagrion pulchellum* (VAN DER LINDEN, 1825) Fledermaus-Azurjungfer

*Erythromma najas* (HANSEMANN, 1823) Großes Granatauge

Unterordnung *Anisoptera* (Großlibellen)

Familie Aeshnidae (Edellibellen)

*Brachytron pratense* (MÜLLER, 1764) Kleine Mosaikjungfer

*Aeshna mixta* (LATREILLE, 1805) Herbst-Mosaikjungfer

*Aeshna cyanea* (MÜLLER, 1764) Blaugrüne Mosaikjungfer

*Aeshna grandis* (L., 1758) Braune Mosaikjungfer

*Anax imperator* (LEACH, 1815) Große Königslibelle

*Anax parthenope* (SÉLYS, 1839) Kleine Königslibelle

Familie Gomphidae (Flussjungfern)

*Gomphus vulgatissimus* (L., 1758) Gemeine Keiljungfer

*Onychogomphus forcipatus* (L., 1758) Kleine Zangenlibelle

Familie Corduliidae (Falkenlibellen)

*Cordulia aenea* (L., 1758) Gemeine Smaragdlibelle

*Somatochlora metallica* (VAN DER LINDEN, 1825) Glänzende Smaragdlibelle

*Somatochlora flavomaculata* (VAN DER LINDEN, 1825) Gefleckte Smaragdlibelle

*Epithea bimaculata* (CHARPENTIER, 1825) Zweifleck

Familie Libellulidae (Segellibellen)

*Libellula quadrimaculata* (L., 1758) Vierfleck

*Libellula depressa* (L., 1758) Plattbauch

*Orbitetrum cancellatum* (L., 1758) Großer Blaupfeil

*Sympetrum vulgatum* (L., 1758) Gemeine Heidelibelle

*Sympetrum sanguineum* (MÜLLER, 1764) Blutrote Heidelibelle

*Sympetrum pedemontanum* (ALLIONI, 1766) Gebänderte Heidelibelle

*Sympetrum danae* (SULZER, 1776) Schwarze Heidelibelle

Aus Tabelle 4 ist ersichtlich, dass 24 der 27 Arten, die wahrscheinlich oder sicher im Untersuchungsgebiet bodenständig sind, am Obertrumer See und 23 Arten

an der Mattig vorkommen. Der Grabensee weist alle 27 Arten auf und ist somit der artenreichere Trumer See.

Tab.4: Artenliste mit Status, O = Obertrumer See, G = Grabensee, M = Mattig; x = als bodenständig erkannte Arten, 0 = wahrscheinlich bodenständig, ? = Bodenständigkeit unbekannt, - = kein Nachweis;

Table 4: Observed species, x = indigenous species, 0 = probably indigenous, ? = ? indigenous, - = no observations

Arten	O	G	M
<i>Calopteryx splendens</i>	0	x	x
<i>Calopteryx virgo</i>	0	0	x
<i>Lestes viridis</i>	x	x	x
<i>Platycnemis pennipes</i>	x	x	x
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	x	x	x
<i>Ischnura elegans</i>	x	x	x
<i>Enallagma cyathigerum</i>	x	x	x
<i>Coenagrion puella</i>	x	x	x
<i>Coenagrion pulchellum</i>	x	x	?
<i>Erythromma najas</i>	x	x	x
<i>Brachytron pratense</i>	x	x	x
<i>Aeshna mixta</i>	x	x	x
<i>Aeshna cyanea</i>	x	x	0
<i>Aeshna grandis</i>	x	x	x
<i>Anax imperator</i>	x	x	0

Arten	O	G	M
<i>Anax parthenope</i>	x	x	x
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	x	x	0
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	x	x	x
<i>Cordulia aenea</i>	x	x	x
<i>Somatochlora metallica</i>	x	x	x
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	?	x	-
<i>Epithea bimaculata</i>	x	x	-
<i>Libellula quadrimaculata</i>	?	0	x
<i>Libellula depressa</i>	?	?	-
<i>Orbitetrum cancellatum</i>	x	x	x
<i>Sympetrum vulgatum</i>	x	x	x
<i>Sympetrum sanguineum</i>	x	x	x
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	-	?	-
<i>Sympetrum danae</i>	?	0	-

## 3.2.2 Artenbeschreibung

Im Folgenden werden die einzelnen Arten, ihre ökologischen Ansprüche und ihre Verbreitung im Untersuchungsgebiet gesondert beschrieben. Fotos der einzelnen Libellen befinden sich im Anhang.

### 3.2.2.1 *Calopteryx splendens* (HARRIS 1782) Gebänderte Prachtlibelle

Diese Prachtlibelle lebt vor allem an langsam fließenden Gewässern, besonders an solchen mit sandigem Untergrund und sonnigen Ufern (BELLMANN 1987). Bodenständigkeit konnte an der Mattig und an der Probefläche P18 des Grabensees nachgewiesen werden (Tab. 4 und 5). Ansonsten wurde sie vereinzelt an Standorten gesehen, die sich in Nähe der Mattig (P13, 15 und 15a) oder kleiner Bäche, die in den Obertrumer See münden (P5 und 6), befinden. Ihre Bindung an Fließgewässer ist somit im Untersuchungsgebiet sehr deutlich zu sehen.

### 3.2.2.2 *Calopteryx virgo* (L., 1758) Blauflügel-Prachtlibelle

Diese Art kommt oft gemeinsam mit *Calopteryx splendens* vor, bevorzugt aber schmalere Bäche mit größerer Fließgeschwindigkeit. Man findet sie vor allem an solchen Bächen, die neben sonnigen auch schattige Ufer aufweisen (BELLMANN 1987).

Als bodenständig erkannt wurde sie nur an der Mattig und an P18. Sie zeigte im Untersuchungsgebiet eine noch größere Bindung an Fließgewässer wie *C. splendens*, da sie nur in nächster Nähe zu Fließgewässern anzutreffen war. Auch kam sie in deutlich geringeren Abundanzen vor als *C. splendens*.

### 3.2.2.3 *Lestes viridis* (VAN DER LINDEN 1825) Weidenjungfer

Die Weidenjungfer lebt vor allem an Weihern und Teichen mit Erlen- oder Weidenbüschen am Ufer (BELLMANN 1987), findet sich aber auch an Gewässern mit schwacher Strömung (MAIBACH & MEIER 1987). Als bodenständig erkannt wurde diese Art an Uferzonen aller drei Gewässer, die vermehrt Weiden- oder Erlengebüsch aufweisen (Tab. 4 und 5).

### 3.2.2.4 *Platycnemis pennipes* (PALLAS, 1771) Gemeine Federlibelle

*Platycnemis pennipes* ist eine Art stehender Stillgewässer mit pH 7 und schmalen Verlandungsgürtel sowie langsam fließender, pflanzenreicher Gewässer (SCHORR 1990). Nach BELLMANN (1987) ist sie an pflanzenreichen Teichen und Gräben in den Flusstälern am häufigsten.

Im Untersuchungsgebiet erwies sich diese Art als Ubiquist. Sie war an fast allen Probeflächen in relativ großer Anzahl zu finden (siehe auch Tab. 6, 7 und 8) und hielt sich dort hauptsächlich im Bereich der Uferseggen oder der Schilfvegetation auf.

### 3.2.2.5 *Pyrrhosoma nymphula* (SULZER, 1776) Frühe Adonislibelle

Sie ist ein Ubiquist und kommt an stehenden und langsam fließenden Gewässern sowie Gräben vor (NÜSS & WENDLER, 1991). Auch BELLMANN (1987) beschreibt sie als Ubiquisten, der bevorzugt an pflanzenreichen Kleingewässern, aber auch an Moortümpeln, kleinen Weihern und langsam fließenden Gräben und Bächen vorkommt.

Im Untersuchungsgebiet war diese Art vor allem am Grabensee und an der Mattig zu finden (Tab. 5), wobei sie an der Mattig und der Fläche P7 des Obertrumer Sees, an welcher die Mattig in den See mündet, in deutlich größerer Anzahl zu beobachten war als an den restlichen Standorten.

### 3.2.2.6 *Ischnura elegans* (VAN DER LINDEN, 1820) Große Pechlibelle

*I. elegans* ist eine der häufigsten und anspruchslosesten Libellenarten. Sie ist an stehenden und langsam fließenden Gewässern aller Art verbreitet.

Ebenso häufig und weit verbreitet war sie im Untersuchungsgebiet. Beobachtungen von Schlupf und Eiablage sowie Exuvienfunde konnten an 17 Flächen gemacht werden.

### 3.2.2.7 *Enallagma cyathigerum* (CHARPENTIER, 1840) Becher-Azurjungfer

Nach NÜSS & WENDLER (1991) ist diese Art vor allem an größeren Gewässern mit reicher Schwimm- und Tauchblattvegetation wie Altwässern, alten Kiesgruben und nährstoffreichen Seen zu finden. LAUTH & WINDING (1995) stellten fest, dass sie in jenen Bereichen von Gewässern häufig ist, die eine größere Freiwasserfläche mit von flutenden Pflanzen durchsetzten Uferbereichen aufweisen.

Häufig und mit Sicherheit bodenständig war sie an 19 der untersuchten Flächen und somit eine der häufigsten Arten des Untersuchungsgebietes (Tab.5).

### 3.2.2.8 *Coenagrion puella* (L., 1758) Hufeisen-Azurjungfer

Sie ist wie *I. elegans* eine unserer häufigsten Kleinlibellen. Sie bevorzugt kleinere stehende Gewässer, kommt aber auch an größeren Seen vor. Selten ist sie an fließenden Gewässern anzutreffen (BELLMANN, 1987). Nach DREYER (1986) ist diese Art in Mitteleuropa eine der häufigsten Libellen an stehenden und langsam fließenden Gewässern mit reicher Krautschicht sowie an Wasserflächen mit flutenden Schwimmrasen.

Häufig war diese Art an den Probeflächen 7 und 8 zu beobachten. Bodenständigkeit konnte an 11 weiteren Untersuchungsstandorten nachgewiesen werden (Tab. 5).

### 3.2.2.9 *Coenagrion pulchellum* (VAN DER LINDEN 1825) Fledermaus- Azurjungfer

Sie kommt nach MEIER (1989) sowohl in Moorgebieten wie an größeren, pflanzenreichen Weihern und Kleinseen vor. SCHORR (1990) beschreibt sie als Li-

belle, die vorzugsweise an größeren, eutrophen Gewässern mit dichter Ufervegetation vorkommt.

Im Untersuchungsgebiet war sie an insgesamt 14 Aufnahmestandorten zu finden. An 5 Flächen wurde sie als sicher bodenständig erkannt.

Tab. 5: Sicher bodenständige Arten der einzelnen Probeflächen

Die Probeflächen mit nachgewiesener Bodenständigkeit sind mit einem + gekennzeichnet.

*C. sp.* = *Calopteryx splendens*, *C. v.* = *Calopteryx virgo*, *L. vd.* = *Lestes viridis*, *P. p.* = *Platynemis pennipes*, *P. n.* = *Pyrrhosoma nymphula*, *I. e.* = *Ischnura elegans*, *E. c.* = *Enallagma cyathigerum*, *C. p.* = *Coenagrion puella*, *C. pl.* = *Coenagrion pulchellum*, *E. n.* = *Erythromma najas*, *B. p.* = *Brachytron pratense*, *A. m.* = *Aeshna mixta*, *A. c.* = *Aeshna cyanea*, *A. g.* = *Aeshna grandis*, *A. i.* = *Anax imperator*, *A. p.* = *Anax parthenope*, *G. v.* = *Gomphus vulgatissimus*, *O. f.* = *Onychogomphus forcipatus*, *C. a.* = *Cordulia aenea*, *S. m.* = *Somatochlora metallica*, *S. f.* = *Somatochlora flavomaculata*, *E. b.* = *Epitoca bimaculata*, *L. q.* = *Libellula quadrimaculata*, *O. c.* = *Orthetrum cancellatum*, *S. v.* = *Sympetrum vulgatum*, *S. s.* = *Sympetrum sanguineum*;

Table 5: Indigenous species at the sites of the study area.

1 – 14 = sites at the Obertrumer See, 15 – 20 = sites at the Grabensee, M1 – M4 = sites at the Mattig;

A / Pfl	Probeflächen Obertrumer See														Probeflächen Grabensee						Mattig (Aag)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	15a	16	17	18	19	20	M1	M2	M3	M4					
<i>C. sp.</i>																			+			+	+	+	+					
<i>C. v.</i>																				+						+	+			
<i>L. vd.</i>					+																					+	+			
<i>P. p.</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+													+	+	+	+	
<i>P. n.</i>								+	+																		+	+	+	+
<i>I. e.</i>			+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+				+	+	+	+							+	
<i>E. c.</i>	+		+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+				+		+	+						+	+	
<i>C. p.</i>			+	+			+	+	+	+		+		+					+	+		+					+		+	
<i>C. pl.</i>	+						+	+																						
<i>E. n.</i>					+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	
<i>B. p.</i>						+		+				+	+					+									+			
<i>A. m.</i>						+		+	+			+					+				+	+					+	+		
<i>A. c.</i>												+								+										
<i>A. g.</i>	+				+	+						+									+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>A. i.</i>					+				+			+									+									
<i>A. p.</i>	+								+					+							+								+	
<i>G. v.</i>		+						+		+	+	+								+		+				+	+	+		
<i>O. f.</i>		+						+			+										+									
<i>C. a.</i>					+		+																				+			
<i>S. m.</i>						+																					+		+	
<i>S. fl.</i>																														
<i>E. b.</i>																														
<i>L. q.</i>																														
<i>O. c.</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>S. v.</i>	+			+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>S. s.</i>	+		+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
Σ	8	4	4	6	11	9	13	13	11	7	8	14	6	10	15	8	9	13	9	15	10	12	8	12	15					

### 3.2.2.10 *Erythromma najas* (HANSEMANN, 1823) Großes Granatauge

Nach SCHORR (1990) ist diese Art an mesotrophen bis eutrophen Gewässern mit ausgeprägter Schwimmblattvegetation zu finden. Sie bevorzugt größere Gewässer, an denen ein Riedsaum, der den Larven als Lebensraum dient, von größerer Bedeutung sein dürfte.

Sie zeigte auch im Untersuchungsgebiet eine hohe Präferenz für jene Probeflächen, die eine Schwimmblattzone aufweisen. Hier konnten hohe Abundanzen kartiert werden (P12, 15 und 15a). Bodenständigkeit konnte allerdings auch für Flächen ohne Schwimmblattzonen nachgewiesen werden, in denen sie jedoch regelmäßig in geringerer Anzahl beobachtet wurde.

### 3.2.2.11 *Brachytron pratense* (MÜLLER, 1764) Kleine Mosaikjungfer

*B. pratense* gilt als eine typische Tieflandlibelle, die an Weihern und Seen mit schilfreichem Ufer vorkommt (BELLMANN, 1987). Nach MEIER (1989) wurden Larvenfunde auch in Verlandungszonen mit Seggen gemacht.

Die Kleine Mosaikjungfer dürfte im gesamten Gebiet heimisch sein. Sicher bodenständig ist sie an 6 der untersuchten Flächen (Tab. 5).

### 3.2.2.12 *Aeshna mixta* (LATREILLE, 1805) Herbst-Mosaikjungfer

Sie besiedelt stehende, pflanzenreiche und gut besonnte Gewässer (MEIER, 1989). Nach EISLÖPFEL (1989) zeigt diese Art eine Präferenz für Uferbereiche mit Verlandungszonen und an wenigstens einer Stelle bewaldeten Laichgewässern (CHOVANEK & ENDEL, 1990).

Auch *A. mixta* ist eine im Untersuchungsgebiet sehr häufig vertretene Libelle. An 10 der beobachteten Flächen ist sie mit Sicherheit als bodenständig einzustufen (Tab. 5). An weiteren 7 Flächen dürfte sie aufgrund der Habitatsituation und höherer Individuenzahlen ebenfalls heimisch sein.

### **3.2.2.13 *Aeshna cyanea* (MÜLLER, 1764) Blaugrüne Mosaikjungfer**

Bei dieser Art handelt es sich um einen Ubiquisten, der an stehenden Gewässern aller Art vorkommt (BELLMANN 1987, BUCHWALD 1991, MEIER 1989). Diese Art wurde an 16 Standorten gesichtet. Aufgrund von Exuvienfunden und Beobachtungen kann sie allerdings nur an 2 Flächen mit Sicherheit als bodenständig angesehen werden. Da *A. cyanea* jedoch als Generalist gilt, dürfte sie im gesamten Untersuchungsgebiet bodenständig sein.

### **3.2.2.14 *Aeshna grandis* (L., 1758) Braune Mosaikjungfer**

*A. grandis* zeigt nach PETERS (1987) Präferenzen für größere Weiher, Tümpel, Altarme größerer Flüsse, kleinere Seen aller Trophiestufen sowie verkrautete Buchten größerer Seen. Die von ihr besiedelten Gewässer sollten an wenigstens einer Stelle bewaldet sein oder in unmittelbarer Waldnähe liegen.

Die Braune Mosaikjungfer war an allen Probeflächen vertreten. Davon kann sie an 11 mit Sicherheit als bodenständig eingestuft werden und an 11 weiteren Flächen dürfte sie heimisch sein. An den restlichen Aufnahmestandorten wurde diese Art nur vereinzelt gesehen.

### **3.2.2.15 *Anax imperator* (LEACH, 1815) Große Königslibelle**

Die Königslibelle fliegt an stehenden Gewässern aller Art, besonders an Teichen und Altwassern mit reicher Schwimmblattvegetation (NÜSS & WENDLER, 1991). Im Untersuchungsgebiet ist sie ebenso wie *E. najas* vorwiegend an Stellen mit Schwimmblattzonen, über denen die Männchen patrouillieren, zu sehen. Sie wurde an 4 Aufnahmestandorten als bodenständig erkannt. An 8 weiteren dürfte die Große Königslibelle wahrscheinlich bodenständig sein.

### **3.2.2.16 *Anax parthenope* (SÈLYS, 1839) Kleine Königslibelle**

Nach BELLMANN (1987) lebt diese Art vorzugsweise an größeren Weihern und Seen.

Diese Art ist an 5 Flächen aufgrund von Exuvienfunden, Kopulations- und Eiablageverhalten mit Sicherheit bodenständig (Tab. 5). An der Fläche P13 müsste sie aufgrund der höheren Individuendichte und ihres regelmäßigen Vorkommens ebenfalls heimisch sein. Sie bevorzugt offensichtlich Ufergebiete mit ausgeprägter dichter Schilfvegetation.

### **3.2.2.17 *Gomphus vulgatissimus* (L., 1758) Gemeine Keiljungfer**

Nach MEIER (1989) findet man diese Art an klaren, kühlen und größeren Wiesenbächen, Abflüssen von Seen, Flüssen mit sandigen Ufern und Brandungsuferräumen von Seen mit sandig-kiesigem Strand.

*G. vulgatissimus* ist mit Sicherheit an allen drei Gewässern bodenständig (Tab. 4 und 5). In größerer Zahl war sie an Flächen mit vegetationslosen, kiesigen Uferstellen zu beobachten

### **3.2.2.18 *Onychogomphus forcipatus* (L., 1758) Kleine Zangenlibelle**

Auch diese Flussjungfer findet man an sauberen Flüssen, Seeausflüssen und Brandungszonen von Seen mit sandig-kiesigem Grund (NÜSS & WENDLER, 1991).

Bodenständigkeit belegt werden konnte durch Exuvienfunde an den Probeflächen P2, 7 und 10 des Obertrumer Sees und P19 des Grabensees (Tab. 5). Zusätzlich konnte sie noch an 4 anderen Aufnahmeflächen gesehen werden, allerdings nur vereinzelt.

### **3.2.2.19 *Cordulia aenea* (L., 1758) Gemeine Smaragdlibelle**

Optimale Habitate sind für diese Art große, gut bewachsene und besonnte Gewässer (MEIER, 1989). Nach NÜSS & WENDLER (1991) ist sie an stehenden Gewässern verbreitet, selten auch an langsam fließenden Gewässern.

Im Untersuchungsgebiet konnte *C. aenea* an mehreren Flächen beider Seen und der Mattig beobachtet werden (Tab. 4). Nachweisbar bodenständig war sie allerdings nur an 6 der untersuchten Flächen (Tab. 5).

### **3.2.2.20 *Somatochlora metallica* (VAN DER LINDEN, 1825) Glänzende Smaragdlibelle**

*S. metallica* kommt oft gemeinsam mit *C. aenea* vor. Besonders regelmäßig trifft man sie nach BELLMANN (1987) an bewaldeten Ufern. NÜSS & WENDLER (1991) ordnen sie auch langsam fließenden Gewässern, vor allem in waldreichen Gegenden, zu.

*S. metallica* war vor allem an der Mattig häufiger zu sehen, wobei an den Standorten M1 und M3 ihre Bodenständigkeit belegt werden konnte. Am Obertrumer See und Grabensee war sie seltener anzutreffen.

### **3.2.2.21 *Somatochlora flavomaculata* (VAN DER LINDEN, 1825) Gefleckte Smaragdlibelle**

*S. flavomaculata* bewohnt sumpfige Wiesen, Seggensümpfe, Flachmoore und Verlandungszonen (BELLMANN 1987, MEIER 1989, NÜSS & WENDLER 1991). Nach DREYER (1986) hält sie sich in versumpften Gebieten in der Nähe nährstoffreicher Seen auf, meidet jedoch offene Gewässer.

Die Gefleckte Smaragdlibelle wurde vermehrt an dem Standort P15 des Grabensees beobachtet. Ihre Bodenständigkeit wurde hier durch ein Eierlegendes Weibchen belegt. Ein Exuvienfund belegt ihr Vor-

kommen an P17. Ein einzelnes Männchen konnte noch an P7 registriert werden.

### **3.2.2.22 *Epithea bimaculata* (CHARPENTIER, 1825) Zweifleck**

Der Zweifleck kommt vorwiegend an Kleinseen mit Röhrichtgürteln und großer, offener Wasserfläche vor (MEIER, 1989). Diese Art ist sehr schwer nachzuweisen, da die Männchen weit entfernt vom Ufer über dem offenen Wasser fliegen und sich selten setzen. Nachgewiesen wurde *E. bimaculata* durch Exuvienfunde an den Flächen P12 und P15.

### **3.2.2.23 *Libellula quadrimaculata* (L., 1758) Vierfleck**

Diese Art zeigt Präferenzen für sonnige, bewachsene Weiher und Kleinseen, aber auch für Kiesgruben und manchmal Gartenteiche (MEIER, 1989). Laut BELLMANN (1987) trifft man sie auch an Moorgewässern. Sie kommt an Standorten mit reicher Vegetation vor, insbesondere an Orten mit deutlicher Verlandungstendenz (SCHWEIGER-CHWALA 1994). Mit Sicherheit bodenständig ist der Vierfleck an der Mattig und am Grabensee (Tab. 4). Vereinzelt Tiere konnten auch am Obertrumer See beobachtet werden.

### **3.2.2.24 *Libellula depressa* (L., 1758) Plattbauch**

Sie wird als typische Pionierart von Tümpeln und Weihern mit spärlichem Bewuchs bezeichnet (BELLMANN 1987, MEIER 1989). Im Untersuchungsgebiet wurde sie an P20 entlang eines Entwässerungsgrabens und an P7 bei niedrigem Wasserstand im Bereich schlammiger Uferstellen gesehen. Ihre Bodenständigkeit im Untersuchungsgebiet ist fraglich.

### **3.2.2.25 *Orthetrum cancellatum* (L., 1758) Großer Blaupfeil**

*O. cancellatum* lebt an vegetationsarmen, größeren Seen, aber auch an stärker bewachsenen Weihern und Teichen. Besonders häufig findet man diese Art an Baggerseen mit kiesigen Ufern und an Kiesgrubengewässern (BELLMANN, 1987). Nach SCHORR (1990) fördern kiesig-steinige Uferpartien, auch kleinflächig eingestreut in Schilf- oder Binsenbestände, das Vorkommen dieser Art.

Der Große Blaupfeil kam an fast allen Probeflächen vor. Belege für Bodenständigkeit existieren von 19 Aufnahmeflächen.

### **3.2.2.26 *Sympetrum vulgatum* (L., 1758) Gemeine Heidelibelle**

Die Gemeine Heidelibelle lebt an stehenden Gewässern aller Art; das Spektrum reicht von Seen bis hin zu kleinen Tümpeln. Sie gilt als Ubiquist.

Sie ist im Untersuchungsgebiet häufig, zeigt aber Präferenzen für Flächen mit Verlandungstendenz. Sie wurde an 18 Flächen mit Sicherheit als bodenständig erkannt.

### **3.2.2.27 *Sympetrum sanguineum* (MÜLLER, 1764) Blutrote Heidelibelle**

Typische Lebensräume dieser Art sind stehende, nährstoffreiche Gewässer mit gut ausgebildeten Verlandungszonen, Riedgürteln oder Schachtelhalmsümpfen. Gelegentlich besiedeln diese Tiere auch Hochmoore (DREYER 1986, MEIER 1989). Nach BELLMANN (1987) bewohnt sie stehende Gewässer unterschiedlichster Art.

Diese Libelle zählt ebenfalls zu den am häufigsten vorkommenden des Untersuchungsgebietes. An fast allen Flächen konnte ihre Bodenständigkeit belegt werden (Tab.5).

### **3.2.2.28 *Sympetrum pedemontanum* (ALLIONI, 1766) Gebänderte Heidelibelle**

Diese Art ist vor allem an Kiesgruben und kleinen stehenden Gewässern im Bereich von Flussauen, aber auch über Sumpfbereichen ohne offene Wasserflächen anzutreffen (BELLMANN 1987).

*S. pedemontanum* konnte im Untersuchungsgebiet nur einmal an P20 beobachtet werden. Ihre Bodenständigkeit ist sehr unwahrscheinlich.

### **3.2.2.29 *Sympetrum danae* (SULZER, 1776) Schwarze Heidelibelle**

Die Schwarze Heidelibelle fliegt an Verlandungszonen von Gewässern aller Art und ist auch in Hochmooren, Zwischenmooren und Heidegewässern anzutreffen. An eutrophen Seen fliegt sie jedoch spärlich (LOHMANN 1980). Die Verlandungszone sowie nährstoffarme Gewässer mit ihren Flachwasserbereichen und ihrer Riedvegetation sind nach MAIBACH & MEIER (1987) für das Ökoschema dieser Art von besonderer Bedeutung. In ausgedehnten Sumpfbereichen mit flachen Tümpeln und konstant niedrigem Wasserstand können sich große Populationen entwickeln. Die Libelle kann hauptsächlich in den dicht strukturierten Flachwasserbereichen der Feuchtgebiete beobachtet werden (LAUTH & WINDING 1995).

Im Untersuchungsgebiet konnte diese Art an nur 5 Flächen registriert werden. Es handelt sich hierbei um die vernässten Streuwiesen der Flächen P14, 15, 16 und 18. Bodenständigkeit konnte nicht nachgewiesen werden. Sie dürfte aufgrund der Habitatsituation allerdings heimisch sein.

### 3.2.3 Abundanz und Dominanz

Die aufgenommenen Daten des Beobachters stellen oft nur Näherungswerte dar. Durch die Einteilung in Abundanzklassen wird bei höheren Werten einem

zunehmenden Fehlerpotential entgegengewirkt. Die Abundanzklasseneinteilung erfolgte nach LEHMANN (1990).

Tab. 6: Abundanzklasseneinteilung nach LEHMANN (1990).

Table 6: Categories of abundance of LEHMANN (1990).

Abundanzklassen	Individuenanzahl
I	1
II	2 – 6
III	7 – 12
IV	13 – 25
V	26 – 50
VI	> 50

Die Tabelle 7 gibt die während des Aufnahmezeitraumes an einem Standort festgestellte höchste Abundanz an. Die Dominanz gibt Aufschluss über die relative Häufigkeit von Arten. Die Zygopteren und Anisopteren wurden getrennt voneinander betrachtet,

da sinnvolle Vergleiche nur bei Arten mit ungefähr gleicher Körpergröße möglich sind (SCHWERDTFEGER 1975). Dargestellt wird sie, getrennt für Obertrumer See, Grabensee und Mattig, in den Abbildungen 2 bis 7.

Tab. 7: Abundanz aller im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten.

Angegeben ist die maximal erreichte Abundanzklasse eines Exkursionstages. Die mit \* gekennzeichneten Arten wurden aufgrund von Exuvienfunden oder Beobachtungen von Tandemflug, Kopulation, Eiablage, Schlupf oder frisch geschlüpferten Tieren als sicher bodenständig eingestuft. Ex = nur Exuvienfunde

Table 7: Abundance of the dragonflies of the study area. \* = indigenous species.

Art / Pfl.	Probeflächen Obertrumer See														Probeflächen Grabensee						Mattig (Aag)				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	15a	16	17	18	19	20	M1	M2	M3	M4
<i>C. splendens</i>	I					I							I		II	I			II*	I	I	II*	II*	II*	IV*
<i>C. virgo</i>					I	I	I												I*					II*	II*
<i>L. viridis</i>					II*										II*			I					II*	I*	II*
<i>P. pennipes</i>	II*	II*	II	V*	II*	III*	VI*	VI*	IV*	III*	IV*	I	II	V*	III*	VI*	IV*	III*	VI*	VI*	VI*	VI*	IV*	VI*	VI*
<i>P. nymphula</i>						I	III*	III*				II*			II*	I*	III*	II*		II*	III*	VI*	V*	II*	II*
<i>I. elegans</i>	II	II	II*	II*	I*	II*	IV*	VI*	VI*	II*	IV	V*	II*	II*	III*	II	II	II*	II*	VI*	II*	II	II	II	II*
<i>E. cyathigerum</i>	IV*	II	V*	V*	II*	II	II*	IV*	III*	II*	II*	IV*	IV*	IV*	III*	III*	II	II*	II	V*	II*	II	II	IV*	II*
<i>C. puella</i>			II*	II*			IV*	III*	II*	I		II*	I	II*	I		III*	II*	I	III*	II		II*	I	II*
<i>C. pulchellum</i>	II*			I	II	I	V*	IV*				IV*			II*		I	I	I	I		I			
<i>E. najas</i>	I				II*	II*	II*	III*	Ex.		I	III*	VI*	V*	III*	III*	II*	V*	III*	II*	II*	I*	I		Ex.
<i>B. pratense</i>	II			I	II	II*	II	III*	II	I	II*	II*	II	II	II	II	Ex.	II	II	II	I	I*		I	II
<i>A. mixta</i>	II		I	III	III	III*	III	III*	II*	I	III*	I	II	IV*	II	III*	I	II	IV*	V*	II*	I	I	V*	V*
<i>A. cyanea</i>	II			I		II	II	II	II		II*	I	II	II	I			I*	II				II	II	II
<i>A. grandis</i>	II*	I	I	II	II*	II*	II	II	I	I	II*	II	II	I	II*	II	II	I	II	II*	II*	II*	II*	II*	II*
<i>A. imperator</i>				II	II*	II	I	II*				II*	I	I	I	I	II		I		I*	II	I	II	I
<i>A. parthenope</i>	II*			I	I	I	I	I*				II	II	II*			I		I*		I	II	I	II	I*
<i>G. vulgatissimus</i>		II*	I			I	II*	I	II*	II*	Ex.		I					I*	I	II*		I*	II*	I*	II
<i>O. forcipatus</i>		II*	I		I		II*			I*	II			II					II	II*			II		
<i>C. aenea</i>				I	II*	II	II*	II	I		I	II	II	II*	III*	I	I	II*			I	I*	I	II	II
<i>S. metallica</i>	I					II	I	II	I		I	II	II	I	II*		I	Ex.	II			II*	II	II*	II
<i>S. flavomaculata</i>							I								II*			Ex.							
<i>E. bimaculata</i>											Ex.				Ex.										
<i>L. quadrimaculata</i>							I					I	II		II		II*	II	II*		I	Ex.			
<i>L. depressa</i>							III										I				I				
<i>O. cancellatum</i>	II*	II*	II	IV*	III*	II*	V*	V*	III*	II*	III*	V*	IV*	III*	V*	V*	IV*	IV*	II	II*	III*	I	II	II	IV*
<i>S. vulgatum</i>	II*				II*	II*	III*	III*	II*			IV*	IV*	II*	IV*	II*	III*	III*	II*	IV*	III*		IV*	II*	III*
<i>S. sanguineum</i>	II*		II*	II*	II*	III*	IV*	V*	II*		II*	IV*	II*	II*	VI*	IV*	IV*	IV*	II*	III*	III*		IV*	II*	II*
<i>S. pedemontanum</i>																						I			
<i>S. danae</i>												I	III	I		II			III						
Anzahl der Arten	15	7	10	14	17	20	24	18	16	10	13	19	20	18	23	15	20	18	22	19	18	17	19	20	21
bodenständig	6	4	4	6	11	9	13	12	11	7	8	14	6	10	15	7	8	12	9	15	10	10	8	12	15

Die dominanten Zygopteren der Libellenfauna des Obertrumer Sees (vgl. Tab. 7 und Abb. 2) sind *P. pennipes*, *E. cyathigerum* und *I. elegans*. Diese Arten waren auch durchwegs in höheren Abundanzklassen

anzutreffen. *E. najas* war an den Standorten P13 und P14 häufig und dominant. Dies sind Probeflächen, an denen *P. pennipes* nur vereinzelt zu sehen war.

Bei den Anisopteren (Abb. 3) zeigt sich eine deutliche Dominanz von *O. cancellatum* an allen Aufnahme-standorten des Obertrumer Sees. Eine Ausnahme bildet P10. *G. vulgarissimus* zeigte hier hohe Präferenzen für die kiesigen Uferbereiche. Dasselbe gilt für P2. Hier war auch *O. forcipatus* häufiger vertreten. Ebenfalls an fast allen Probestellen in größerer Anzahl auftretende Großlibellen waren *A. mixta* und *S. sanguineum*. Bei den anderen Aeshniden wurden oft nur Einzelfunde oder sehr geringe Individuenzahlen kartiert. Dies zeigen auch die zum Teil geringen Dominanzwerte regelmäßig beobachteter Libellen, wie zum Beispiel *A. imperator*.

Auch am **Grabensee** (Tab. 7 und Abb. 4) ist *P. pennipes* die dominierende Zygoptere und überall bodenständig. Eine ebenso sehr häufige Kleinlibelle ist im Gegensatz zum Obertrumer See, wo sie nur an einigen Flächen höhere Werte erreichte, *E. najas*. Die dominierende Art war sie an P15, wo sie in großen Abundanzen vor allem über der ausgedehnten Schwimmblattzone zu finden war. *I. elegans* und *E. cyathigerum* hatten ihr häufigstes Vorkommen an

P19. *C. splendens* zeigte sich relativ häufig am Standort P18, der am Austritt der Mattig aus dem Grabensee liegt.

Die Anisopterenfauna des Grabensees (Abb. 5) wird von den Arten *O. cancellatum* und *S. sanguineum* bestimmt. An den Probestellen P15, 15a, 16 und 20 machen sie mehr als 70 % der Großlibellen aus. Die dominierende Großlibelle an P18 und 19 war *A. mixta*. Sie wurde hauptsächlich über dem Schilf auf und ab patrouillierend angetroffen.

Die Zygopterenfauna der **Mattig** (siehe auch Tab. 7 und Abb. 6) wird an allen Flächen von *P. pennipes* bestimmt. An M1 war *P. nymphula* ebenfalls sehr dominant. *C. splendens* war vor allem an M4 häufig anzutreffen. Dieser Abschnitt der Mattig ist sonnenexponiert und weist eine sehr dichte Uferstruktur auf.

Die dominierenden Anisopteren der Mattig (Abb. 7) waren *A. mixta*, *O. cancellatum*, *S. sanguineum* und *S. metallica*.

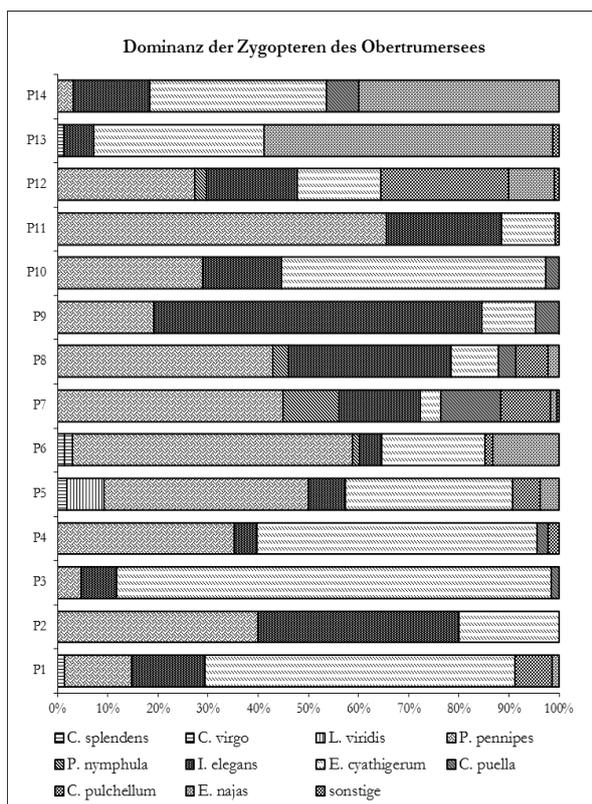


Abb. 2: Dominanz der Zygopteren am Obertrumer See. Zur Berechnung wurde die Individuensumme des Aufnahmezeitraumes von April 1996 bis Oktober 1998 verwendet.

Fig. 2: Dominance of the Zygoptera of the Obertrumer See. The percentage is based on the pooled numbers of species from April 1996 to October 1998.

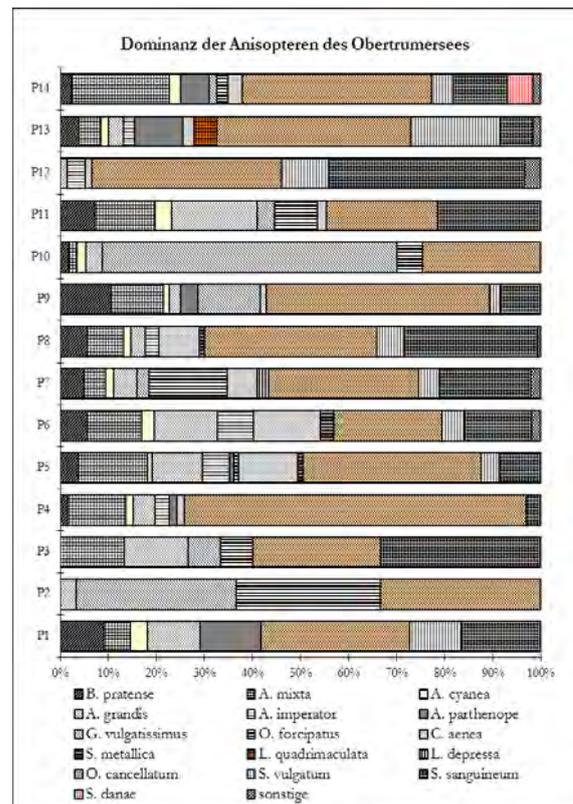


Abb. 3: Dominanz der Anisopteren am Obertrumer See. Zur Berechnung wurde die Individuensumme des Aufnahmezeitraumes von April 1996 bis Oktober 1998 verwendet.

Fig. 3: Dominance of the Anisoptera of the Obertrumer See. The percentage is based on the pooled numbers of species from April 1996 to October 1998.

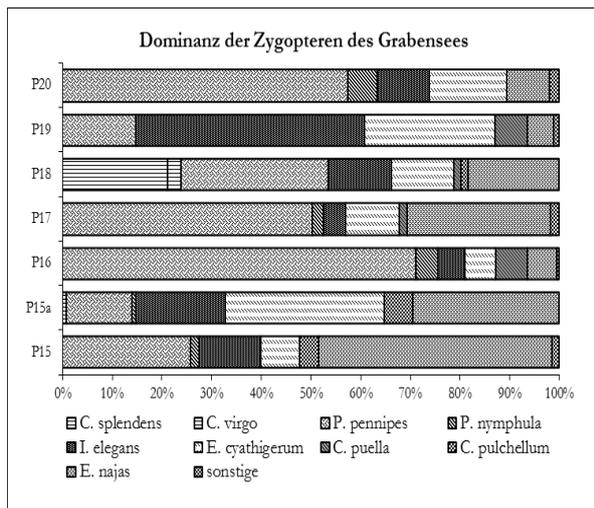


Abb. 4: Dominanz der Zygopteren am Grabensee.  
Zur Berechnung wurde die Individuensumme des Aufnahmezeitraumes von April 1996 bis Oktober 1998 verwendet.

Fig. 4: Dominance of the Zygoptera of the Grabensee.  
The percentage is based on the pooled numbers of species from April 1996 to October 1998.

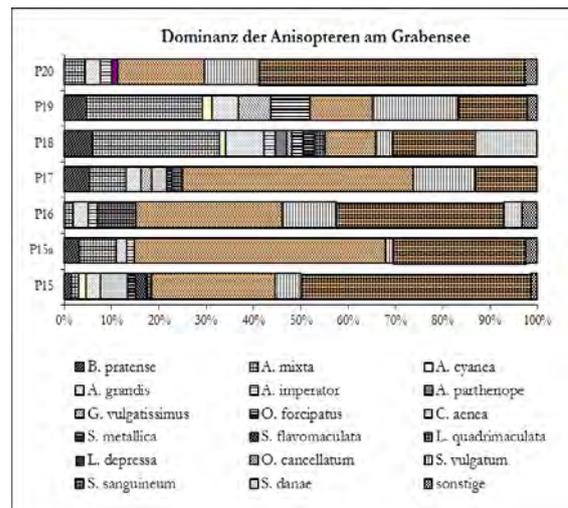


Abb. 5: Dominanz der Anisopteren am Grabensee.  
Zur Berechnung wurde die Individuensumme des Aufnahmezeitraumes von April 1996 bis Oktober 1998 verwendet.

Fig. 5: Dominance of the Anisoptera of the Grabensee.  
The percentage is based on the pooled numbers of species from April 1996 to October 1998.

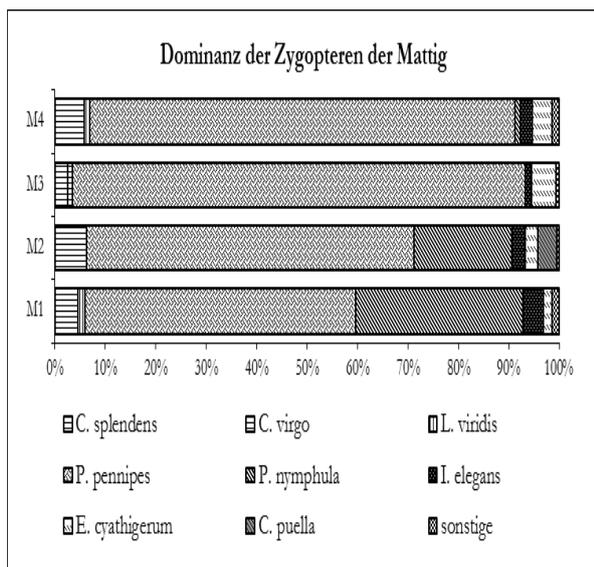


Abb. 6: Die Dominanz der Zygopteren an der Mattig.  
Zur Berechnung wurde die Individuensumme des Aufnahmezeitraumes von April 1996 bis Oktober 1998 verwendet.

Fig. 6: Dominance of the Zygoptera of the Mattig.  
The percentage is based on the pooled numbers of species from April 1996 to October 1998.

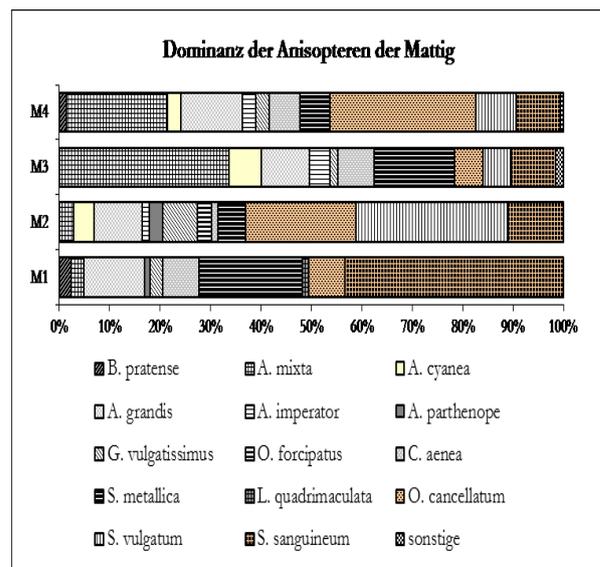


Abb. 7: Dominanz der Anisopteren an der Mattig.  
Zur Berechnung wurde die Individuensumme des Aufnahmezeitraumes von April 1996 bis Oktober 1998 verwendet.

Fig. 7: Dominance of the Anisoptera of the Mattig.  
The percentage is based on the pooled numbers of species from April 1996 to October 1998.

### 3.2.4 Libellenzönosen

Da sich die Ansprüche einiger Libellenarten an ihren Lebensraum überschneiden, wie zum Beispiel die Wahl des Eiablagesubstrates, treten in entsprechend günstigen Habitaten immer wieder gleiche oder ähnliche Gemeinschaften auf (SCHWEIGER-CHWALA 1994). So lassen sich durch das Vorkommen be-

stimmter Zönosen Rückschlüsse auf wichtige Standortfaktoren ziehen. Dies wird durch BUCHWALD (1991) mit seinen Untersuchungen über den Einfluss der Vegetation auf die Libellenbesiedlung bestätigt. Eine Zuordnung der Libellenarten zu definierten Zönosen wurde bereits von einigen Autoren versucht. JACOB (1969) schlägt eine soziologische Gliederung

anhand der Beziehungen zwischen ökologischen, zoogeographischen und psychologischen Faktoren vor. Die Gesellschaften werden nach ihren charakteristischen Leitarten benannt, die eine sehr enge Bindung an den Zönopot aufweisen. Diese können allerdings abundanzmäßig von den weniger spezifischen Begleitarten übertroffen werden. Ein ähnliches System wendete STARK (1976) an. SCHMIDT (1982) setzte sich mit dieser Methode kritisch auseinander. Er schlägt vor, von ökologischen oder rein statistisch ermittelten Artengruppen auszugehen, hält aber einen autökologischen Ansatz für erfolgversprechender. DONATH (1987) vertritt ebenfalls dessen Meinung und gliedert die Libellenfauna nach wesentlichen abiotischen Faktorenkomplexen und nach der Bindung an die Vegetation. WARINGER (1989) stellte den Zönosenansatz auf eine statistische Basis und modifizierte die Gesellschaften nach JACOB (1969) und STARK (1976).

### 3.2.4.1 Zönoseneinteilung

Abb. 8 zeigt die anhand des Vergesellschaftungsindex nach DECAMPS (1967) und SZCZESNY (1986) berechneten Affinitäten der „sicher“ und „wahrscheinlich“ bodenständigen Arten des Untersuchungsgebietes. Diese dienen jedoch nur als Hilfsmittel, da es sich hierbei um eine rein statistisch ermittelte Zuordnung handelt, ohne die Häufigkeit der einzelnen Arten zu betrachten und seltener vorkommende Arten zu berücksichtigen.

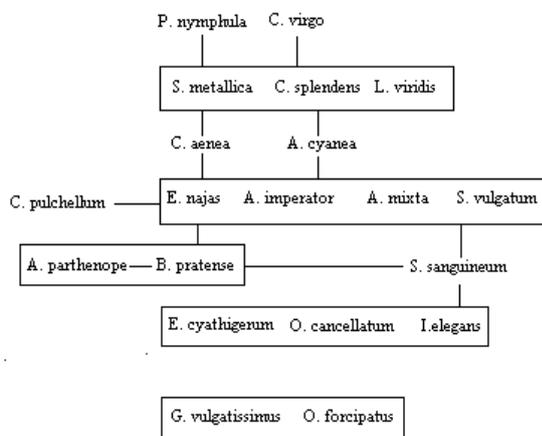


Abb. 8: Darstellung der „recurrent groups“ und deren Beziehung zueinander, berechnet anhand des Vergesellschaftungsindex nach DECAMPS (1967) und SZCZESNY (1986). Die einzelnen Gruppen sind durch Rahmen voneinander abgegrenzt. Außenstehende Arten zeigen Affinitäten zu nicht allen Arten innerhalb einer Gruppe und stellen oft Verbindungen zwischen den einzelnen Artengesellschaften her.

Fig. 8: Recurrent groups and their relationships.

Aufgrund ihrer Affinitäten zueinander, ihres Vorkommens, ihrer Häufigkeit an den einzelnen Probe-flächen und ihrer Habitatnutzung konnten 5 Zönosen voneinander unterschieden werden. Als Stütze diente auch die Zönoseneinteilung von JACOB (1969), STARK (1976) und WARINGER (1989), die in etwa den Zönosen des Untersuchungsgebietes entsprechen. Als Leitarten werden jene Arten bezeichnet, die eine enge Bindung an bestimmte Habitatparameter aufweisen. Sie werden abundanzmäßig meistens von den Begleitarten übertroffen.

### Zönose 1

Leitarten: *O. forcipatus*, *G. vulgatissimus*

Begleitarten: *P. pennipes*, *I. elegans*, *E. cyathigerum*, *O. cancellatum*

Das Zönopot dieser Zönose bilden vegetationslose, kiesige Uferstreifen der Wellenschlagzone mit schüttereren Schilfbeständen. Auch zeigen die Arten hohe Präferenzen für Gehölz, das bis zur Uferlinie reicht (Abb. 9).

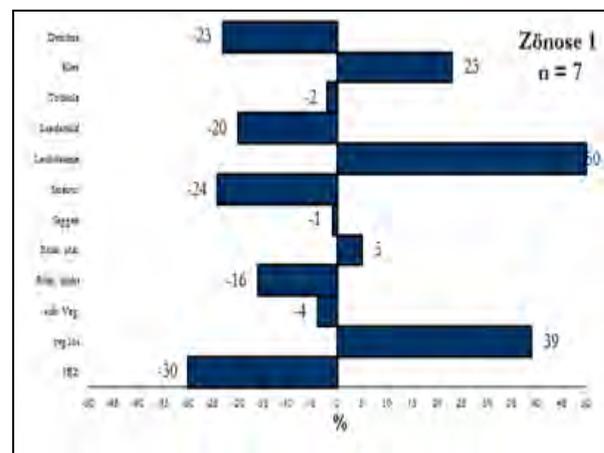


Abb. 9: Habitatpräferenz der Zönose 1

Die Habitatpräferenz ergibt sich aus der Differenz der prozentuellen Anteile der einzelnen Zönosen an den verschiedenen Habitattypen und der Anteile der Habitattypen am Gesamthabitatangebot. Röhr.sch. = schütteres Röhricht, Röhr.dicht = dichtes Röhricht, sub.Veg. = submerse Vegetation, veg.los = vegetationslose Uferzonen, SBZ = Schwimmblattzone;

Fig. 9: Habitat preference of the dragonfly community 1

### Zönose 2

Leitarten: *A. parthenope*, *B. pratense*

Begleitarten: *E. cyathigerum*, *C. puella*, *E. najas*, *A. mixta*, *O. cancellatum*

Die Arten dieser Gesellschaft zeigen hohe Präferenzen für eine dichte Wasserschilfvegetation, die in Landschliff übergeht. Diesem dichten Wasserschliffgürtel können Binsenbestände oder kleine Schwimmblattzonen vorgelagert sein. Bevorzugter Untergrund ist Detritus (Abb. 10).

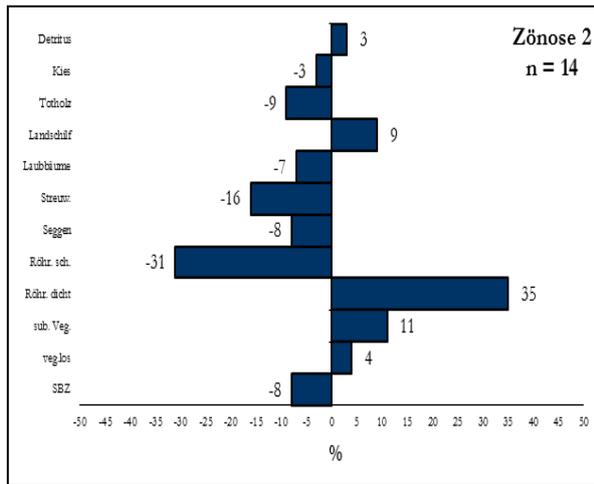


Abb. 10: Habitatpräferenz der Zönose 2

Die Habitatpräferenz ergibt sich aus der Differenz der prozentuellen Anteile der einzelnen Zönosen an den verschiedenen Habitattypen und der Anteile der Habitattypen am Gesamthabitatangebot.

Röhr. sch. = schütteres Röhricht, Röhr. dicht = dichtes Röhricht, sub. Veg. = submerse Vegetation, veg. los = vegetationslose Uferzonen, SBZ = Schwimmblattzone;

Fig. 10: Habitat preference of the dragonfly community 2

### Zönose 3

Leitarten: *A. imperator*, *E. najas*, *C. pulchellum*

Begleitarten: *L. viridis*, *P. pennipes*, *I. elegans*, *E. cyathigerum*, *A. cyanea*, *A. grandis*, *C. aenea*, *O. cancellatum*

Diese Zönose kommt vorwiegend an Uferstellen mit Schwimmblattvegetation und anschließenden Streuwiesen vor. Auch hier besteht der bevorzugte Untergrund aus Detritus (Abb. 11).

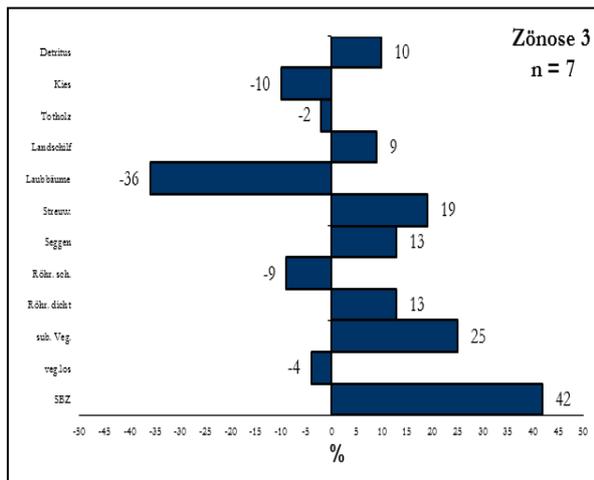


Abb. 11: Habitatpräferenz der Zönose 3

Die Habitatpräferenz ergibt sich aus der Differenz der prozentuellen Anteile der einzelnen Zönosen an den verschiedenen Habitattypen und der Anteile der Habitattypen am Gesamthabitatangebot.

Röhr. sch. = schütteres Röhricht, Röhr. dicht = dichtes Röhricht, sub. Veg. = submerse Vegetation, veg. los = vegetationslose Uferzonen, SBZ = Schwimmblattzone;

Fig. 11: Habitat preference of the dragonfly community 3

### Zönose 4

Leitarten: *L. quadrimaculata*, *S. vulgatum*, *S. sanguineum*, *S. danae*

Begleitarten: *L. viridis*, *P. pennipes*, *I. elegans*, *E. cyathigerum*, *C. puella*, *A. mixta*, *A. grandis*

Diese Libellengesellschaft ist eine Zönose der vernässten Streuwiesen mit Landschilf. Wie in Abb. 12 ersichtlich, zeigt sie auch Präferenzen für lockere Schilfbestände und dichte submerse Vegetation.

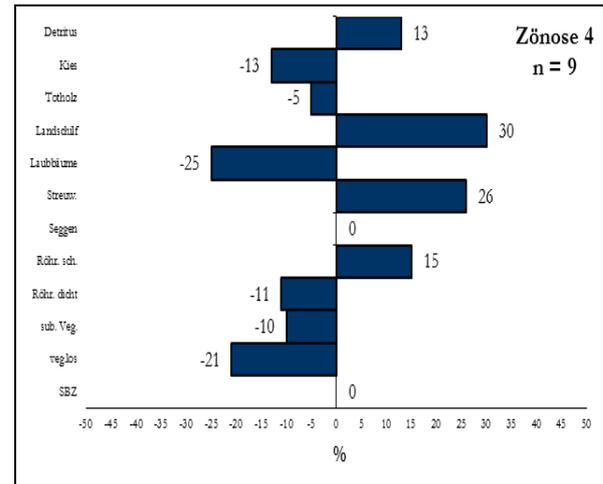


Abb. 12: Habitatpräferenz der Zönose 4

Die Habitatpräferenz ergibt sich aus der Differenz der prozentuellen Anteile der einzelnen Zönosen an den verschiedenen Habitattypen und der Anteile der Habitattypen am Gesamthabitatangebot.

Röhr. sch. = schütteres Röhricht, Röhr. dicht = dichtes Röhricht, sub. Veg. = submerse Vegetation, veg. los = vegetationslose Uferzonen, SBZ = Schwimmblattzone;

Fig. 12: Habitat preference of the dragonfly community 4

### Zönose 5

Leitarten: *C. splendens*, *P. pennipes*, *S. metallica*

Begleitarten: *C. virgo*, *L. viridis* (bei Vorhandensein von Weiden oder Erlen), *P. nymphula*, *A. cyanea*, *A. grandis*, *A. imperator*, *C. aenea*

Zönose 5 ist die rheophile Odonatengesellschaft des Untersuchungsgebietes. Sie bevorzugt langsam fließende Gewässer mit einer durch Seggen, Schilf und Laubbäume gut strukturierten Uferzone und ausgeprägter submerser Vegetation (Abb. 13). Die ebenfalls hohe Präferenz für Streuwiesen und Landschilf ergibt sich durch die direkte Umgebung der Mattig.

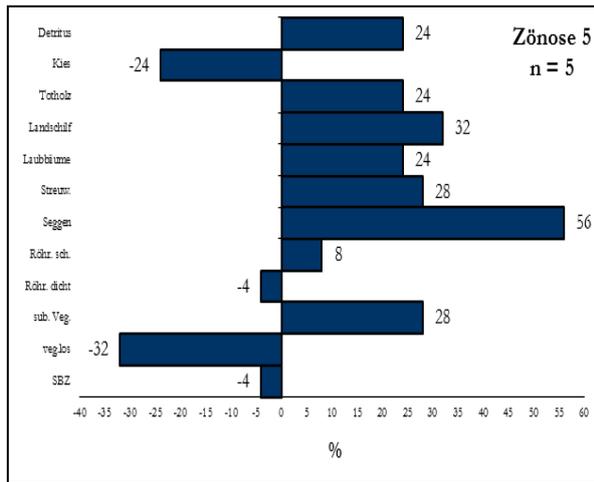


Abb. 13: Habitatpräferenz der Zönose 5

Die Habitatpräferenz ergibt sich aus der Differenz der prozentuellen Anteile der einzelnen Zönosen an den verschiedenen Habitattypen und der Anteile der Habitattypen am Gesamthabitatangebot.

Röhr. sch. = schütteres Röhricht, Röhr. dicht = dichtes Röhricht, sub. Veg. = submerser Vegetation, veg. los = vegetationslose Uferzonen, SBZ = Schwimmblattzone;

Fig. 13: Habitat preference of the dragonfly community 5

### 3.2.4.2 Vergleich mit bereits beschriebenen Zönosen

Zum Vergleich der im Untersuchungsgebiet erhobenen Libellengesellschaften werden die oben erwähnten Arbeiten von JACOB (1969), STARK (1976), WARINGER (1989) und SCHWEIGER-CHWALA (1994) herangezogen.

Die Zönotope der von ihnen beschriebenen Libellenzönosen stimmen weitgehend mit denen des Untersuchungsgebietes überein und erlauben daher einen Vergleich. Es gibt jedoch Unterschiede bei der Artenzusammensetzung, was im Folgenden näher diskutiert wird. Auch konnten zwei neue Zönosen definiert werden.

Die **Zönose 1** des Untersuchungsgebietes wurde bisher noch nicht beschrieben. Ihr Zönotop - vegetationslose, kiesige Uferstreifen mit schütterem Schilfbestand – ist vor allem am Ostufer des Grabensees ausgeprägt, aber auch entlang des West- und Ostufers des Obertrumer Sees zu finden. Die beiden Leitarten *O. forcipatus* und *G. vulgaticornis* gelten eigentlich als Arten sauberer Flüsse und klarer Wiesenbäche, sind jedoch an Seen mit Brandungsufer, die durch die Wellenbewegung Fließgewässercharakter bekommen, ebenfalls zu beobachten (siehe auch MAIBACH & MEIER 1987). *O. cancellatum* zeigte ebenso wie *I. elegans* Präferenzen für kiesige Uferstreifen, die sie auch gern als Sitzwarte benutzte, war allerdings ebenso wie *P. pennipes* und *E. cyathigerum* im gesamten Untersuchungsgebiet sehr häufig (vgl. Tab. 7). Sogar an der Mattig konnten hohe Abundanzen festgestellt werden. Positive Affinitäten zeigte sie vor allem zu *E. cyathigerum* und *I. elegans* (vgl. Abb. 8). Sie wurde den Zönosen 1, 2 und 3 als Begleitart zugeordnet.

In der Literatur wird *O. cancellatum* als Art vegetationsarmer, größerer Seen, Baggerseen mit kiesigen Ufern und Kiesgrubengewässern, aber auch stärker bewachsener Weiher und Teiche geführt (BELLMANN 1987, SCHORR 1990). Auch JACOB (1969), STARK (1976) und WARINGER (1989) weisen sie als Leitart der *Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose aus. Diese Zönose bevorzugt vegetationsfreie, sonnenexponierte, schlammige oder schottrige Uferstreifen. So klare Präferenzen konnten im Untersuchungsgebiet nicht

festgestellt werden. Wichtig für ihr Vorkommen waren vor allem sonnenexponierte Sitzwarten.

Da ein geschlossener Schilfgürtel die ursprüngliche Vegetation der Trumer Seen bildete (siehe auch Kap. 4.1) wurde das Arteninventar dieser Uferstrukturausprägung gesondert betrachtet. **Zönose 2** zeigt sich somit im Untersuchungsgebiet als eine Gesellschaft, deren Verbreitungsschwerpunkt an stehenden Gewässern mit ausreichender vertikaler Uferstruktur liegt (siehe Abb. 10). Die Leitarten *B. pratense* und *A. parthenope* wurden vorwiegend an Uferbereichen mit dichter Schilfvegetation in hohen Abundanzen beobachtet. Im Gegensatz zu anderen Aeshniden ist *B. pratense* kein sehr ausdauernder Flieger. Sie setzt sich häufig ab und zeigt dabei Vorlieben für vertikale Strukturen wie Schilf und ins Wasser hängende Äste. Es wurden mehrmals Eiablagen in abgestorbene Schilfteile beobachtet. Auch PRETSCHER (1976) gibt Schilf- und Binsendickicht als bevorzugte Eiablageplätze dieser Art an. *E. najas* wird hier als Begleitart eingestuft. Sie zeigt zwar klare Präferenzen für Schwimmblattzonen, dem Zönotop der Zönose 3, welcher sie auch als Leitart zugeordnet wurde, konnte aber auch regelmäßig an Standorten mit Röhrichtvegetation beobachtet werden. So weisen zum Beispiel zahlreiche Exuvienfunde an den Flächen P14 und P19, die keine Schwimmblattvegetation aufweisen, auf ihre Bodenständigkeit hin.

Auch SCHWEIGER-CHWALA (1994) ordnete *B. pratense* unter anderem flachen Ufern mit dichtem Röhricht und dichter submerser Vegetation zu. *A. parthenope* zählen STARK (1976) und SCHWEIGER-CHWALA (1994) zu den Leitarten der *Erythromma-Anax imperator*-Zönose, da sie ähnliche Habitatansprüche wie *A. imperator* stellt. Im Gegensatz hierzu beschreibt JACOB (1969) *A. parthenope* als Leitart der *Anax parthenope-Epitheca*-Zönose. Ihr Zönotop bilden mesotrophe Klarwasser- bis eutrophe Trübwasserseen mit schmalen, stellenweise fehlendem Verlandungsgürtel. Er beschreibt als Aktionszentrum der Imagines die freie Wasserfläche, wodurch keine Ansprüche an eine bestimmte Uferstruktur gestellt werden. Im Untersuchungsgebiet zeigte sie jedoch sehr klare Präferenzen für ausgeprägte Schilfbestände.

Die **Zönose 3** entspricht in etwa der von JACOB (1969) und WARINGER (1989) aufgestellten *Erythromma-Anax imperator*-Zönose. Diese Zönose umfasst eutrophe Teiche bzw. Flussarme mit reichem Schwimmblattbesatz (JACOB 1969), eutrophe Teiche und Weiher der Laubwaldstufe (STARK 1976) bzw. stehende Gewässer und Stillwasserbereiche von strömenden Gewässern mit größerer Freiwasserfläche und reichlich vorhandenen Schwimmblattpflanzen oder submersen Makrophyten, die an die Wasseroberfläche reichen (WARINGER 1989). Die Habitatverhältnisse an den Trumer Seen stimmen mit dem von ihnen definierten Zönotope überein.

*E. najas* und *A. imperator* werden in dieser Zönose als Leitart eingestuft. *E. cyathigerum*, *A. grandis* und *C. aenea* wurden bei ihnen ebenso den Begleitarten zugeordnet. Die beiden Autoren betrachteten *Erythromma viridulum*, die an den Trumer Seen völlig fehlte, als dritte Leitart. Ihr Platz wird hier von *C. pulchellum* eingenommen, einer Art, die an den Trumer Seen fast ausschließlich an Ufern mit Schwimmblattbesatz in höheren Abundanzen angetroffen wurde. Auch BELLMANN (1987) sieht sie als etwas anspruchsvollere Art, die vorzugsweise Teiche und Altwasser mit reicher Vegetation (vor allem Schwimmblattpflanzen) besiedelt.

Die hohe Affinität von *S. vulgatum* und *S. sanguineum* zu den Leitarten dieser Zönose liegt daran, dass im Untersuchungsgebiet Schwimmblattzonen an mehreren Standorten vor Uferbereichen mit Verlandungscharakter liegen. Hier vermischen sich zwei Zönotope.

**Zönose 4** kann mit der *Lestes-Sympetrum*-Zönose (JACOB 1969, STARK 1976 und WARINGER 1989) verglichen werden. Auffallend ist nur das völlige Fehlen von *L. sponsa*, einer für Verlandungszonen typischen Art, die nach LAUTH & WINDING (1994) eine klare Präferenz für Gewässer, in denen vertikal wachsende Pflanzen im Wasser stehen, aufweist. Ein Übersehen ist nach 3-jähriger Datenaufnahme auszuschließen. Eine mögliche Erklärung wäre eine Bindung an kleinere Gewässer. So erklärt PRETSCHER (1976) kleinere stehende Gewässer wie Teiche, Tümpel und Weiher als ihren Lebensraum.

Tab. 8: Klassifizierung der Zönosen  
Table 8: Classification of the dragonfly communities

Zönosen	Arteninventar	Abundanzen
voll ausgeprägt	entspricht der standorttypischen Referenzzönose	hoch
deutlich ausgeprägt	alle Leitarten vorhanden; Ausfall einzelner Begleitarten ist möglich	Abundanzen leicht verändert
mäßig ausgeprägt	Ausfall einzelner Leit- und Begleitarten	Abundanzen weichen deutlich ab
schwach ausgeprägt	Leitarten kommen nur mehr vereinzelt vor; Begleitarten fehlen	Abundanzen weichen sehr deutlich ab
nicht vorhanden	Referenzzönose ist nicht mehr vorhanden	Abundanzen weichen stark ab

Die im Sinne des Untersuchungsgebietes als rheophile Odonatengesellschaft bezeichnete **Zönose 5** unterscheidet sich wesentlich von der bei JACOB (1969) beschriebenen *Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose. *C. splendens* zählt er ebenso wie *G. vulgatissimus* und *O. forcipatus* zu den Leitarten. Die beiden Gomphiden bilden allerdings im Untersuchungsgebiet eine eigene Zönose (Zönose 1), die zu keiner anderen Art höhere Affinitäten aufwies (Abb. 8) und nur an kiesigen Brandungsufern der Seen zu finden war. Nur *G. vulgatissimus* war auch an der Mattig vertreten. Sie konnte jedoch nur in geringen Abundanzen beobachtet werden. *C. splendens* passt aufgrund ihrer Habitatansprüche in die *Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose, deren Zönotope als lebhaft bis träge strömende Flüsse der Ebene beschrieben wird. Auch *P. pennipes* wird von JACOB (1969) den Leitarten zugeordnet. *S. metallica* wird aufgrund ihrer hohen Affinitäten zu *C. splendens* hier den Leitarten zugewiesen (siehe auch Abb. 8). JACOB (1969) zählt sie zu den Begleitarten seiner Fließgewässerezönose und ebenso wie WARINGER (1989) zur *Erythromma-Anax imperator*-Zönose, was auch ihrer Verbreitung an den Trumer Seen (P6 und 15) entspricht. Ihren Verbreitungsschwerpunkt hatte sie jedoch an der Mattig.

*L. viridis* wird von JACOB (1969) ebenfalls zu den Begleitarten gezählt. Sie war im Untersuchungsgebiet durch das vermehrte Vorkommen von Ufergehölzen vor allem an der Mattig vertreten. Beobachtet werden konnte sie auch an den Flächen P5, 15 und 17, die den Zönotopen der Zönose 3 (*Erythromma-Anax imperator*-Zönose) und der Zönose 4 (*Lestes-Sympetrum*-Zönose) entsprechen, denen sie ebenfalls als Begleitart zugeordnet wurde (siehe auch STARK 1976 und WARINGER 1989).

### 3.2.4.3 Zönosenausprägung

Da kein Habitat dem anderen vollkommen gleicht, kommt es natürlich zu einer unterschiedlich starken Ausprägung der Zönosen an den einzelnen Standorten. Tab. 8 zeigt eine Klassifizierung der Zönosen von voll bis nicht ausgeprägt. Auf das Vorhandensein der Leitarten wird bei der Beurteilung des Ausbildungsgrades der Zönosen das meiste Gewicht gelegt, da diese eine sehr starke Bindung an das Zönotope aufweisen.

Die Referenzzönose kann von jenen Probestellen abgeleitet werden, an denen ein Zönopot optimal repräsentiert ist und somit das dem Zönopot entsprechende Arteninventar in hohen Abundanzen und regelmäßig beobachtet werden kann. So war zum Beispiel die Zönose 1 an P7 in allen drei Saisonen stark vertreten. Sie zeigt sich hier voll ausgeprägt und dient als Referenzzönose für die restlichen Standorte. Dasselbe gilt für Zönose 2 an P14, Zönose 3 an P8, Zönose 4 an P13 und Zönose 5 an M4. Die Ergebnisse (Abb. 14) zeigen, dass am Obertrumer See vor allem die Zönose 2 voll bis deutlich

(70 %) ausgebildet ist. Auch Zönose 3 ist an ca. 35 % der Flächen klar vertreten. Die restlichen Libellengesellschaften sind vorwiegend mäßig bis schwach ausgeprägt.

Der Grabensee wird ganz klar von der Zönose der Streuwiesen und Verlandungszonen dominiert. Voll ausgeprägt zeigt sich hier auch die Zönose 1. Die Zönosen 2 und 3 sind vor allem mäßig ausgebildet.

Die Mattig wird von der Fließgewässerzönose (Zönose 5) geprägt. Auch Zönose 2 konnte an zwei der vier Flächen regelmäßig in deutlicher Ausprägung beobachtet werden.

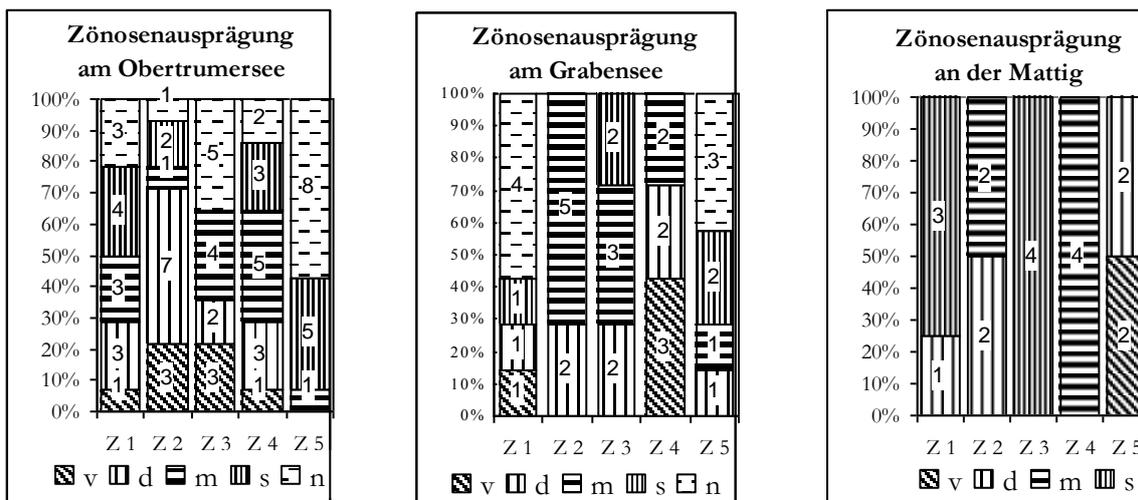


Abb. 14: Zönosenausprägung

v = voll, d = deutlich, m = mäßig, s = schwach ausgeprägt, n = nicht vorhanden;

Fig. 14: Status of the dragonfly communities

v = well represented, d = fairly represented, m = moderately represented, s = poorly represented, n = lacking;

## 4. Bewertung und Diskussion

### 4.1 Die Ufervegetation der Trumer Seen

Die Ufervegetation der Trumer Seen bildete früher ein geschlossener, teilweise sehr breiter Schilfgürtel mit kleinen Beständen von *Nymphaea alba* und *Scirpus lacustris*, der landwärts von Feuchtwiesen begrenzt wurde. KRISAI (1975) staunte noch über die ausgedehnten Schilfgürtel, die einen Großteil der Ufer bedeckten. Zu dieser Zeit befanden sich am Grabensee noch etwa 100 m breite Schilfgürtel. Auch FRIESE (1986) konnte an diesem See in den frühen 1980-er Jahren noch einen großteils schmalen, aber relativ dichten, den ganzen See umschließenden Schilfgürtel kartieren. Heute ist entlang des gesamten Westufers der Röhrichtgürtel fast gänzlich verschwunden.

Ebenso starke Rückgänge mussten auch am Obertrumer See verzeichnet werden. So kam es im Bereich der Probestelle P6 innerhalb von 10 Jahren zu einem Rückgang des Röhrichtgürtels von 80 m auf 5 bis 10 m Breite. Verantwortlich für den Rückgang dürfte eine zu starke Nitratbelastung sein, die zu einer

Schwächung der Schilfhalmes und damit zu einer größeren Anfälligkeit gegen mechanische Störfaktoren führt (FRIESE 1986). Gezielte Entwässerung führte zu einem enormen Rückgang der Feuchtwiesen rund um die Trumer Seen.

An den Trumer Seen haben seit 1975 der Anteil an *Scirpus lacustris*-Beständen, die KRISAI (1975) als einzige, vereinzelt auftretende Begleitpflanze von *Phragmites communis* beschreibt, und der Bestand von *Nuphar lutea* stark zugenommen. Beide gelten als starke Stickstoffanzeiger. Auch konnte KRISAI kein Vorkommen von *Myriophyllum spicatum* verzeichnen, das heute an einigen Stellen in dichten Beständen zu finden ist.

Heute lässt sich die Uferzone des Obertrumer Sees in vier unterschiedliche Vegetationsstrukturen gliedern. Schilf ist auch heute noch die dominierende Ufervegetation dieses Sees. Es wächst entlang des

gesamten Ufers in unterschiedlich starker Ausprägung, oft mit vorgelagerten *Scirpus lacustris*-Beständen. Dichte Schilfgürtel gehen über in vernässte Streuwiesen, die mehr oder weniger stark mit Schilf durchsetzt sind und regelmäßig gemäht werden (P6, P13 und P14). Teichrosenbestände können dem Schilfgürtel vorgelagert sein und sind zum Teil mit submerser Vegetation wie *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton perfoliatus* durchsetzt. Zwischendurch finden sich dann immer wieder kiesige, vegetationslose Uferabschnitte mit schütterten Schilfbeständen (siehe auch Tab. 1). Die bestimmende Struktur ist ganz klar der Röhricht-

## 4.2 Wahl des Leitbildes

Als Leitbild können entweder Zönosen vergleichbarer Gewässer oder Gesellschaften naturnaher Abschnitte des zu bewertenden Gewässers herangezogen werden. Das Ergebnis ist eine Momentaufnahme, die nur schwer Rückschlüsse auf frühere Verhältnisse zulässt. Ein Vergleich mit früher aufgenommenen faunistischen oder vegetationskundlichen Daten eignet sich hingegen sehr gut, um längerfristige Veränderungen aufzeigen zu können. In diesem Fall wurden frühere Vegetationsaufnahmen mit der heutigen Situation verglichen und die am ehesten den ursprünglichen Verhältnissen entsprechende Uferzone als Leitbild ausgewählt. Die durch anthropogenen Einfluss verursachte Veränderung in Relation zum Leitbild wird im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie zum Maßstab der Bewertung.

Am **Obertrumer See** bestand die ursprüngliche Ufervegetation aus einem geschlossenen breiten Schilfgürtel ohne allzugroße Bestände der Teichbinse und der Teichrose, die erst in den letzten 30 Jahren durch starke Eutrophierung zugenommen haben. Am ehesten entspricht die Probefläche P1 diesem Typus. Auch P13 und P14 weisen einen sehr dichten und hohen Schilfgürtel auf, dem allerdings relativ große Bestände an *Scirpus lacustris* vorgelagert sind. Die Zönose 2 ist an diesen Standorten voll bis deutlich ausgeprägt. Ein Großteil des Sees dürfte früher von

## 4.3 Bewertung

Die Bewertung der einzelnen Probeflächen hinsichtlich ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit ergibt sich nun aus dem Grad der Veränderung der Seeufer in Bezug auf das Leitbild. Die Zusammensetzung und Ausprägung der an ihnen vorkommenden standorttypischen Libellengesellschaften (siehe Tab. 9) dient als Maßstab für diese Veränderung.

Als Referenzzönosen dienen die Zönosen der ursprünglichsten Standorte des Obertrumer Sees und Grabensees (Zönose 2 und 4) zuzüglich der Fließgewässerzönose an der Mattig.

gürtel mit vorgelagerten Schwimmblattzonen, was zu einer Dominanz der Zönosen 2 und 3 am Obertrumer See führt (vgl. Abb. 6).

Am **Grabensee** hingegen sind vor allem am kiesigen Ostufer noch größere Schilfbestände zu finden. Ansonsten wird die restliche Uferregion von Uferseggen mit anschließenden Streuwiesen dominiert. So sind auch die Arten der Zönose 4 an diesem See am besten und häufigsten zu beobachten.

Die **Mattig** dürfte sich laut Literatur bis auf eine starke Zunahme der submersen Vegetation (vor allem *Potamogeton perfoliatus*) nicht sehr verändert haben.

Mooren und Feuchtwiesen umgeben gewesen sein. Heute ist es vor allem das Gebiet entlang des Nordufers von Seeham bis Mattsee und die Südspitze des Sees, die noch größere Feuchtflächen aufweisen. Hier zeigt sich ein deutliches Vorkommen der Zönose 4. Diese Zönose ist auch an den Flächen P13 und P14 in voller bis deutlicher Ausprägung zu finden. An P1 hingegen ist sie nur mäßig ausgebildet. Hier grenzt der Schilfgürtel an eine Fettwiese.

Davon ausgehend, dass auch der **Grabensee** einen nahezu den ganzen See umschließenden Schilfgürtel hatte, und bis auf einen Teil des Westufers von Feuchtflächen umgeben war, dürfte es sich bei P18 um die ursprünglichste Probefläche handeln. Auch hier dominieren die Zönosen 2 und 4.

Dem Leitbild entsprechend bilden also sowohl am Obertrumer See als auch am Grabensee die Zönosen 2 und 4 die Referenzzönosen.

Die Zönosen der **Mattig** werden von den sie umgebenden Streuwiesen, dem schilfigen Ufer und der stellenweise sehr dichten submersen Vegetation von *Potamogeton perfoliatus* geprägt, die KRISAI (1975) in nur lockeren Beständen kartierte. Die Referenzzönosen sind somit auch hier Zönose 2, 4 und die Fließgewässerzönose.

Als Ergebnis konnte nur an zwei Probeflächen (P13 und P18) des Untersuchungsgebietes ein sehr guter ökologischer Zustand festgestellt werden. Geringe Beeinträchtigung zeigten die Flächen P13, P15 und P16 der Trumer Seen und M3 und M4 der Mattig. Der Anteil an wesentlicher Beeinträchtigung der Uferzonen durch menschliche Einflüsse ist an beiden Seen sehr hoch. Dies sind die Standorte P5, P6, P7, P8, P9, P12, P15a, P17, P19 und P20. Auch die Flächen M1 und M2 sind als wesentlich beeinträchtigt einzustufen. Sowohl eine starke Beeinträchtigung (P4 und P11) als auch sehr stark anthropogen beeinträch-

tigte Uferzonen (P2, P3 und P10) wurden nur am Obertrumer See festgestellt.

Es zeigen sich somit an beiden Trumer Seen geringere Anteile an gering oder sehr stark anthropogen beeinträchtigten Uferzonen (7 – 14 %). Der Großteil (50 - 58 %) der untersuchten Flächen beider Seen,

zeigt eine wesentliche Beeinträchtigung durch anthropogene Eingriffe.

An der Mattig sind zwei Probeflächen gering beeinträchtigt, die anderen beiden wesentlich (siehe Abb.15).

Tab. 9: Klassifizierung der ökologischen Funktionsfähigkeit.  
Table 9: Classification of the ecological status.

ökologischer Zustand	Standorttypische Referenzzönosen	Stufe
sehr gut	standorttypische Referenzzönosen dem Leitbild entsprechend voll ausgeprägt; kein nennenswerter anthropogener Einfluss;	1
gut	Referenzzönosen bis deutlich ausgeprägt; alle Leitarten vorhanden; Ausfall einzelner Begleitarten ist möglich; die Abundanzen sind leicht verändert; durch anthropogenen Einfluss gering beeinträchtigt;	2
mäßig	Referenzzönosen mäßig ausgeprägt; Ausfall einzelner Leit- und Begleitarten; Abundanzen weichen deutlich ab; wesentliche Beeinträchtigung durch anthropogenen Einfluss	3
unbefriedigend	Referenzzönosen schwach ausgeprägt; Leitarten kommen nur mehr vereinzelt vor; Abundanzen weichen sehr deutlich ab; starke Beeinträchtigung durch anthropogenen Einfluss;	4
schlecht	Zönosen nicht mehr vorhanden; Abundanzen weichen stark ab; sehr starke Beeinträchtigung durch anthropogenen Einfluss	5

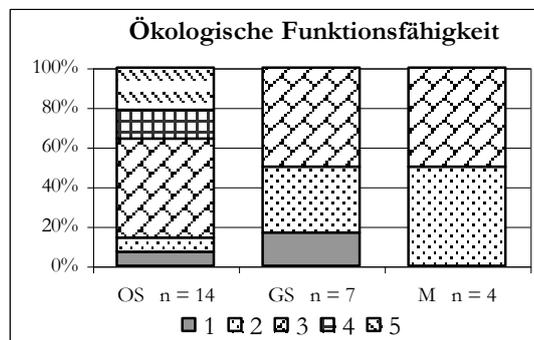


Abb. 15: Bewertung des ökologischen Zustandes der Seeufer der Trumer Seen

OS = Obertrumer See, GS = Grabensee, M = Mattig; 1 = hoch, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht;  
Fig. 15: Ecological assessment of the riparian zones of the Trumer Seen; 1 = high, 2 = fair, 3 = moderate, 4 = poor, 5 = bad;

#### 4.4 Sukzession der Standorte – Sukzession der Arten

Tabelle 10 zeigt die Ausprägung der Zönosen an den einzelnen Standorten, getrennt für Referenzzönosen und andere vorkommende Gesellschaften. Es zeigt sich hier sehr klar, wie auf die sukzessive Veränderung der Uferstruktur ein Wechsel der vorhandenen Odonatengesellschaften folgt. Sehr deutlich erkennbar ist dies bei den Standorten P3, P10 und P11. Hier werden die ursprünglichen Referenzzönosen ganz oder fast vollständig durch andere Zönosen abgelöst. Der Grund liegt in der Abnahme des Schilfbestandes durch verstärkte Wellenreflexion aufgrund der Ufer-

befestigungen. Dadurch werden die vegetationslosen, kiesigen Uferbereiche zur vorherrschenden Uferstruktur, welche hauptsächlich von Vertretern der Zönose 1 besiedelt werden. Die große Distanz dieser Standorte zum Leitbild führt zur Einstufung in die Güteklassen 4 – 5. Durch die Aufschüttung und teilweise Befestigung des Ufers und das Anlegen von Schotterwegen kommt auch an P7 die Zönose 1 voll ausgeprägt vor. Da aber hier die Referenzzönosen noch vorwiegend in deutlicher bis voller Ausprägung zu finden sind, wurde dieser Standort als wesentlich

beeinträchtigt eingestuft (Klasse 3). Auch P18 weist deutliche Vorkommen anderer Zönosen auf, wird aber trotzdem der Güteklasse 1 zugeordnet. Ausschlaggebend ist hier die unmittelbare Nähe der Mat-tig, wodurch es zu einer deutlichen Ausprägung der Fließgewässerzönose an diesem Standort kommt. Somit liegt die Ursache nicht in anthropogener Beeinflussung, sondern ist natürlichen Ursprungs.

Es sind deutliche Trends der Sukzession erkennbar. Erstens entstehen durch den Rückgang des Schilfes

vegetationslose, meist kiesige Uferregionen, die von der Zönose 1 besiedelt werden. Zweitens weist die meist nur mäßig ausgebildete Zönose der Verlandungszonen und Streuwiesen auf ein Trockenfallen der umliegenden Feuchtflächen hin und drittens breiten sich durch die bessere Sichttiefe aufgrund der geringeren Eutrophierung die Schwimmblatt- und Makrophytenbestände weiter aus, wodurch es auch zu einem vermehrten Vorkommen der Zönose 3 kommt.

Tab. 10: Ausprägung der standorttypischen Zönosen und daraus resultierende Bewertung.

Pfl. = Probeflächen; Bew. = Bewertung; v = voll, d = deutlich, m = mäßig, s = schwach ausgeprägt, n = nicht vorhanden; grün = Klasse 1, blau = Klasse 2, gelb = Klasse 3, orange = Klasse 4, rot = Klasse 5; im Kästchen ist die Anzahl der Zönosen angegeben;

Table 10: Abundance of the dragonfly communities at the 25 sampling sites

Pfl.	Referenzzönosen					andere Zönosen				Bew.
	v	d	m	s	n	s	m	d	v	
P1		1	2			1				3
P2					3			1		5
P3				1	2		1			5
P4			2		1					4
P5		2	1			2				3
P6		2	1			1	1			3
P7		2	1				1		1	3
P8	1		2			1				3
P9		1	1		1		1			3
P10				1	2			1		5
P11			1	1	1			1		4
P12	1		2			1				2
P13	2		1			1				1
P14	1		2			1				2
P15	1	1	1					1		2
P15a			3			1				3
P16	1	1		1						2
P17		1	2			1				3
P18	1	1	1				1	1		1
P19		1	2			1			1	3
P20			2	1		1				3
M1		1	1	1		1	1			3
M2		1	2			1		1		3
M3	1	1	1			2				2
M4	1	1	1			1	1			2

## 4.5 Zusammenfassende Diskussion

Anhand der Ergebnisse ist klar ersichtlich, dass eigentlich nur noch das Nordufer des **Obertrumer Sees** ungefähr den früheren Verhältnissen entspricht. So konnte als einzige Probefläche des Untersuchungsgebietes P13 in die ökologische Klasse „sehr guter ökologischer Zustand“ eingestuft werden. Das Nordufer des Sees bildet einen sehr dichten Schilfgürtel, in dem Freiwasserflächen oft kleine Lichtungen bilden. Der Untergrund dieses flach auslaufenden Uferbereiches besteht vorwiegend aus Detritus und Schlamm. Teilweise geht der Schilfgürtel in kleine Schwimmblattzonen (*N. lutea*) über. Auch Binseninseln sind in diesen „Kleinseen“ nicht selten. Zur Freiwasserfläche hin wird der Uferbereich von lockeren Binsenbeständen begrenzt. Landseitig

schließt eine verhältnismäßig großflächige, stark ver-nässte Streuwiese an den Schilfgürtel an. P14 entspricht etwa dem gleichen Bild, ist aber durch die Bundesstraße, die eine ungehinderte Ausbreitung der Streuwiese nicht zulässt, geringfügig beeinträchtigt. Der Großteil (50 %) des restlichen Seeufers ist aufgrund anthropogener Einflüsse wesentlich beeinträchtigt (siehe auch Abb. 15). Die Beeinträchtigung zeigt sich hier durch Trockenlegung der Seeufer und den Rückgang der Schilfbestände. Vor allem das West- und Ostufer sind starker anthropogener Beeinflussung unterworfen. Ein großer Teil dieser Uferregionen ist in Privatbadeplätze parzelliert. Hier wurde vor allem am Ostufer die Uferböschung an mehreren Stellen künstlich befestigt, um den jährlichen Hoch-

wasserständen zu entgehen. Die entweder an diese Badeplätze oder direkt an den Schilfgürtel anschließenden Grünflächen werden meist landwirtschaftlich als Futterwiesen genutzt und ca. dreimal pro Jahr gemäht. Hierbei handelt es sich großteils um ehemalige Feuchtwiesen.

Die Probestellen P2 und P10 wurden aus odonatologischer Sicht der Klasse 5 (schlechter ökologischer Zustand) zugeordnet. Es handelt sich hier vornehmlich um vegetationslose, kiesige Uferbereiche (mit schütterem Schilfbesatz an P3 und P10). Solche Uferzonen werden hauptsächlich von Arten der Zönose 1 genutzt, die sowohl an P10 als auch P2 deutlich aus-

geprägt ist. Die Fläche P2 ist aufgrund ihrer natürlichen Uferausbildung (Meso- bis Megalithal, keine Wasservegetation) für die meisten Libellenarten ungeeignet. P3 und P10 weisen Uferbefestigungen auf und sind zusätzlich stark beschattet, was Odonaten weniger behagt.

Grundsätzlich ist der **Grabensee** viel unbeeinflusster als der Obertrumer See, was sich auch in der Bewertung zeigt. So wurde nur eine Fläche als stark beeinträchtigt eingestuft. Der See steht unter Naturschutz, und an seinem Ufer dürfen keine Veränderungen vorgenommen werden, weshalb ein Anteil von 58 % wesentlich beeinträchtigter Uferzonen relativ hoch ist.

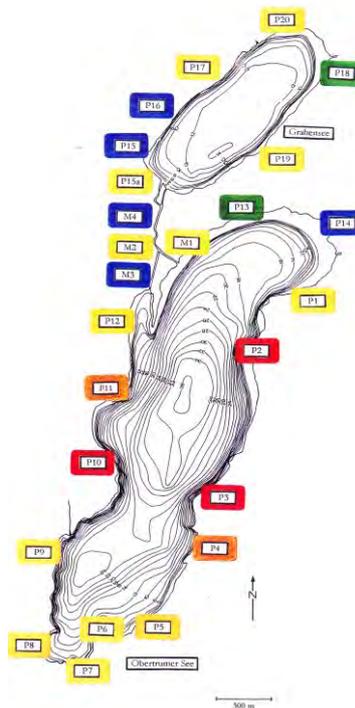


Abb. 16: Bewertung der Seeufer der Trumer Seen.

grün = Klasse 1, blau = 2, gelb = 3, orange = 4, rot = 5;

Fig. 16: Ecological status of the riparian zones based on dragonfly communities

green = high, blue = fair, yellow = moderate, orange = poor, red = bad;

Das Hauptproblem liegt hier in der Trockenlegung der Streuwiesen durch Drainagen. Die Wiesen werden bis auf einen nur wenige Meter schmalen Streifen entlang des Seeufers, der als Pufferzone dienen soll, landwirtschaftlich genutzt. Auch kommt es durch die Drainagen vor allem bei Düngung zu einem erhöhten Nährstoffeintrag in das Seewasser, was wiederum zu einer Schwächung der Schilfbestände führt.

Auch die **Mattig** (Aag) ist aufgrund der vielen Drainagen entlang des Hauptkanals ein zusätzlicher Nährstofflieferant für den Grabensee. Als wesentlich beeinträchtigt wurden die Flächen M1 und M2 ausgewiesen. Dies dürfte auch an der starken Beschattung, vor allem der Fläche M1, liegen, da diese anthropo-

gen sehr gering beeinflusst ist. M3 und M4 wiesen einen „guten ökologischen Zustand“ auf.

Die volle Ausprägung der Zönosen 2 und 4 wird als Indikation für die Ursprünglichkeit der Seeufer und somit geringen anthropogenen Einfluss gewertet. Da die Seeufer jedoch einem dauernden Einfluss durch Entwässerung der umliegenden Feuchtwiesen zur landwirtschaftlichen Nutzung, durch Fischereiwirtschaft und Nutzung für Freizeitaktivitäten unterzogen waren, kam es zu einer Änderung der Uferstruktur. So führte das vermehrte Auftreten von *N. lutea* aufgrund der Eutrophierung der Seen zur Entwicklung der Zönose 3, welche am Obertrumer See an 35 % der Flächen voll bis deutlich ausgeprägt ist. *G. vulgaris* und *O. forcipatus* fanden an den kiesigen, vegeta-

tionslosen Uferstreifen der Brandungsufer, die auch künstlich durch Uferbefestigungen geschaffen wurden, ihren Lebensraum.

Erstrebenswert wäre ein Aufhalten der fortschreitenden Veränderung der Seeufer. Dies könnte durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Ein hoher Nährstoffeintrag durch Düngung und Drainagierung sollte vermieden oder zumindestens

verringert werden, um einen weiteren Rückgang des Schilfbestandes zu verhindern.

- Keine Entwässerung und Düngung der Feuchtfelder entlang der Seeufer, um diese zu erhalten.
- Die Pufferzone zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen und den Seeufern muss erweitert werden.

## 5. Literatur

- ARNOLD A. (1990): Wir beobachten Libellen. - Urania, Jena/Leipzig, Berlin
- ASKEW R. R. (1988): The Dragonflies of Europe. - Harley Books, Colchester, 1-291
- BANSE W., BANSE G. (1985): Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellenartenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. - Ber. ANL, 9: 33-36
- BELLMANN H. (1987): Libellen beobachten und bestimmen. - Neumann-Neudamm, Melsungen, 1-268
- BRÄU E. (1990): Libellenvorkommen an Stillgewässern: Abhängigkeit der Artenzahl von Größe und Struktur. - Ber. ANL, 14: 129-140
- BUCHWALD R. (1991): Libellenfauna und Vegetation - eine Zwischenbilanz bioökologischer Forschung. - Beih. Verh. Ges. Ökol. 2, Freiburg i. Br.: 45-62
- CHARWAT W. (1955): Zur Libellenfauna von Salzburgs Umgebung. - Mitt. naturw. AG Haus der Natur Salzburg, 5. und 6. Jahrgang 1954/55: 52-55
- CHOVANEC A., ENDEL E. (1990): Ökologische Ansprüche von Amphibien und Libellen als Richtlinie für die Planung von Feuchtgebieten. - Landschaft und Stadt, 22: 26-32
- CHOVANEC A. (1994): Libellen als Bioindikatoren. - Anax, 1: 1-9
- CHWALA E., WARINGER J. (1996): Association patterns and habitat selection of dragonflies (Insecta: Odonata) at different types of Danubian backwaters at Vienna, Austria. - Arch. Hydrobiol., Suppl., 115: 45-60
- DECAMPS H. (1967): Ecologie des Trichoptères de la Vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). - Anns. Limnol., 3: 399-577
- DEICHSEL G., TRAMPISCH H. J. (1985): Clusteranalyse und Diskriminanzanalyse. - Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 1-135
- DONATH H. (1987): Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. - Entom. Nachr. Ber., 32: 213-217
- DREYER W. (1986): Die Libellen. - Hildesheim (Gerstenberg), 1-219
- EISLÖFFEL F. (1989): Verbreitung und Vorkommen der Libellen (Insecta: Odonata) im Regierungsbezirk Koblenz. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, 5: 303-561
- FAGER E. W. (1957): Determination and analysis of recurrent groups. - Ecology, 38: 586-595
- FRANKE U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven (Insecta: Odonata). - Stuttg. Beitr. Naturk. (A), 333: 1-17
- FRIESE G. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen in den Einzugsgebieten der Salzburger Alpenvorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 227-263
- HOFFMANN E. (1949): Libellen besonders aus Oberösterreich und Salzburg mit kurzen biologischen und morphologischen Angaben. - Naturkundl. Mit. Oberösterreich, Sonderheft 1949, 1: 15-24
- JACOB U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. - Faun. Abh. Mus. Tierkunde Dresden, 2: 197-239
- KUHN K., P. BECK, REICH M. (1988): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern gefährdeten Libellen (Odonata). - Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 79, Beiträge zum Artenschutz, 4: Libellen: 27-66
- KRISAI R. (1975): Die Ufervegetation der Trumer Seen (Salzburg). - Habilitationsschrift, J. Cramer, Vaduz, 1-197
- LANDMANN A. (1984): Die Libellenfauna des Bundeslandes Salzburg - eine Übersicht über den derzeitigen Erforschungsstand. - Libellula, 3: 65-74
- LAUTH E., WINDING N. (1995): Die Libellenfauna des Nationalparks Hohe Tauern: Faunistische und ökologische Analyse in ausgewählten Feuchtgebieten des Salzburger Anteils. - Mitt. Haus der Natur Salzburg, 12: 79-115
- LEHMANN G. (1990): Faunistisch-ökologische Grundlagenstudien an Odonaten (Insecta) im Bezirk Kufstein/Tirol. - Dissertation, Univ. Innsbruck, 1-446
- LOHMANN H. (1980): Faunenliste der Libellen (Odonata) der BRD und Westberlins. - Soc. int. odonatol. rapid comm., 1: 1-34.
- MAIBACH A., MEIER C. (1987): Verbreitungsatlas der Libellen der Schweiz. - Centre Suisse de Cartographie de la Faune. Schweizerischer Bund für Naturschutz, 1-230
- MEIER C. (1989): Die Libellen der Kantone Zürich und Schaffhausen. - Neujahrsblatt Naturforsch. Ges. Schaffhausen, 41: 1-124
- NÜSS J. H., WENDLER A. (1991): Libellen. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 1. Aufl., Hamburg, 1-129
- PETERS G. (1987): Die Edellibellen Europas. - Die Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag, Wittenberg, 1-140
- PRETSCHER P. (1976): Hinweise zur Gestaltung eines Libellengewässers. - Natur und Landschaft, 51: 249-251.
- SCHIESS H. und J. DE MARMELS (1979): Die bisher bekannten Libellenvorkommen des Kantons Graubünden. - Jber. naturf. Ges. Graubünden, 98: 67-91
- SCHLUMPRECHT H., STUBERT I. (1989): Schutzmaßnahmen und Entwicklungskonzepte für den Stillgewässerschutz im Stadtgebiet Bayreuth. - Landschaft und Stadt, 21: 93-99
- SCHMIDT E. (1982): Odonaten-Zönosen kritisch betrachtet. - Drosera, 82: 85-90
- SCHMIDT E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. - Verh. Deutsch. Zool. Ges., 1983: 131-136
- SCHMIDT E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a „representative spectrum of Odonata species (RSO)“. - Odonatologica, 14: 127-133

- SCHORR M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der BRD. - Bilthoven: Ursus (SIO), 1-512
- SCHWEIGER-CHWALA E. (1994): Die Odonatenfauna der Oberen Lobau in Wien. Repräsentative Artenspektren und Zönosen ausgewählter Gewässerabschnitte. – Dissertation, Universität Wien, 1-176
- SCHWERDTFEGER F. (1975): Ökologie der Tiere. Band III: Synökologie. - Paul Parey, Hamburg, Berlin, 1-451
- STARK W. (1976): Die Libellen der Steiermark und des Neusiedlerseegebietes in monographischer Sicht. - Dissertation, Universität Graz, 1-186
- STARK W. (1981): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten der Steiermark - in: GEPP J.: Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. - Sonderheft 3, Steir. Naturschutzbund: 59-62
- STOBBE H. (1987): Bestimmungsschlüssel für Libellen. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN), 13. Aufl., Hamburg, 1-50
- SZCZESNY B. (1986): Caddisflies (Trichoptera) of running waters in the Polish North Carpathians. - Acta Zool. Cracov., 29: 501-586
- WARINGER J. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). - Natur und Landschaft, 64: 389-392
- WILDERMUTH H., SCHIESS H. (1983): Die Bedeutung praktischer Naturschutzmaßnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna. – Odonatologica, 12: 345-366

#### Zitiervorschlag:

LAUTH E., WARINGER J. (2001): Libellen als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand der Seeufer der Trumer Seen. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 95-128 (2015)

#### Anschrift der Verfasser:

Mag. Elke LAUTH, Hinterbuch 26, 5163 Perwang

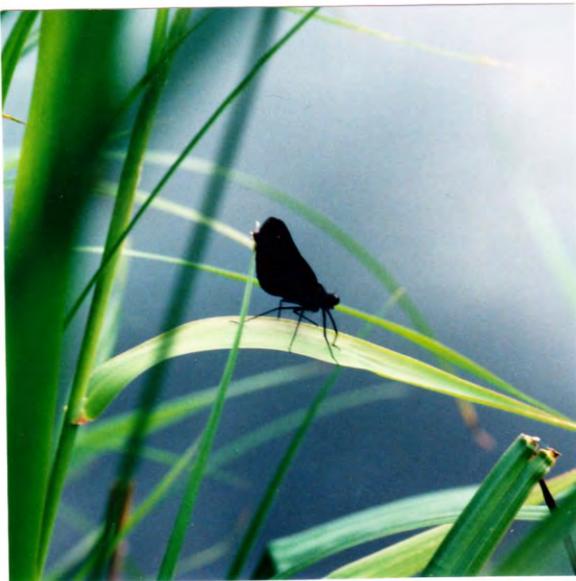
Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann WARINGER, Institut für Ökologie & Naturschutz, Universität Wien Althanstraße 14, 1091 Wien

## 6. Anhang

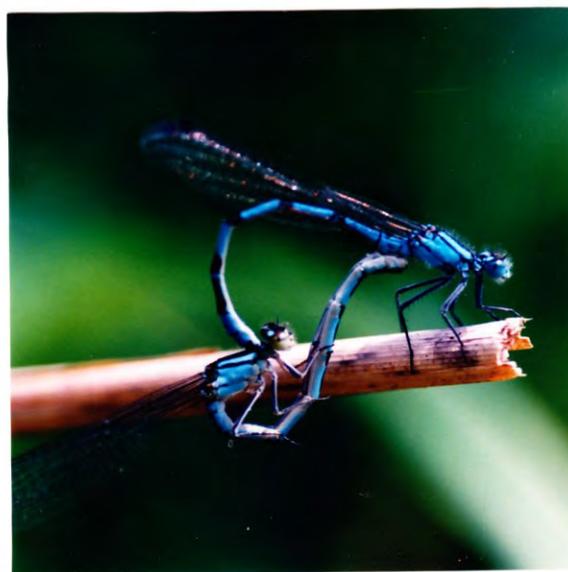
Legenden zu den Bildtafeln:

Bei den abgebildeten Libellen handelt es sich, wenn nichts anderes erwähnt, stets um männliche Tiere.

- Tafel I: oben links: *Calopteryx splendens*  
oben rechts: *Calopteryx splendens*, Weibchen  
Mitte links: *Calopteryx virgo*  
unten links: *Lestes viridis*  
unten rechts: *Lestes viridis*, Paarungsrad
- Tafel II: oben links: *Platycnemis pennipes*, noch nicht ausgefärbt  
oben rechts: *Platycnemis pennipes*  
Mitte links: *Pyrrhosoma nymphula*  
Mitte rechts: *Ischnura elegans* *Erythromma najas*  
unten links: *Enallagma cyathigerum*, Paarungsrad  
unten rechts: *Coenagrion puella*, Paarungsrad
- Tafel III: oben links: *Coenagrion pulchellum*  
oben rechts: *Erythromma najas*  
Mitte links: *Brachytron pratense*  
Mitte rechts: *Brachytron pratense*, Paarungsrad  
unten links: *Aeshna mixta*  
unten rechts: *Aeshna mixta*, Paarungsrad
- Tafel IV: oben links: *Aeshna cyanea*  
oben rechts: *Aeshna grandis*  
Mitte links: *Gomphus vulgatissimus*  
Mitte rechts: *Gomphus vulgatissimus*, Weibchen mit Eiballen  
unten links: *Onychogomphus forcipatus*  
unten rechts: *Cordulia aenea*
- Tafel V: oben links: *Somatochlora metallica*  
oben rechts: *Somatochlora flavomaculata*  
Mitte links: *Libellula quadrimaculata*  
Mitte rechts: *Libellula depressa*  
unten links: *Ortbetrum cancellatum*  
unten rechts: *Ortbetrum cancellatum*, Weibchen
- Tafel VI: oben links: *Sympetrum sanguineum*  
oben rechts: *Sympetrum sanguineum*, Weibchen  
Mitte links: *Sympetrum vulgatum*  
Mitte rechts: *Sympetrum vulgatum*, Weibchen  
unten links: *Sympetrum pedemontanum*, Tandem  
unten rechts: *Sympetrum danae*



Tafel I



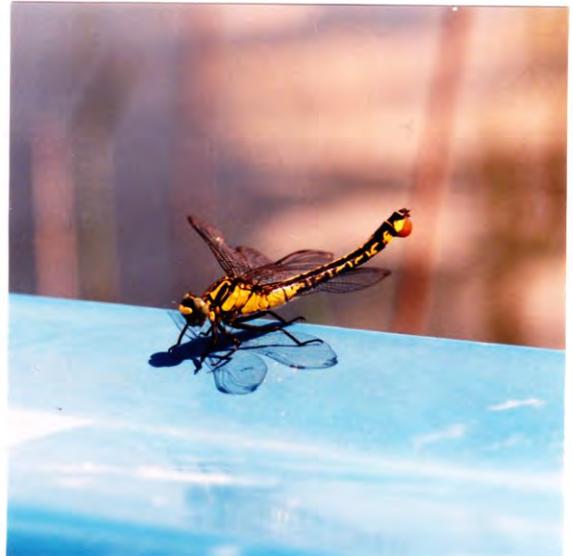
Tafel II



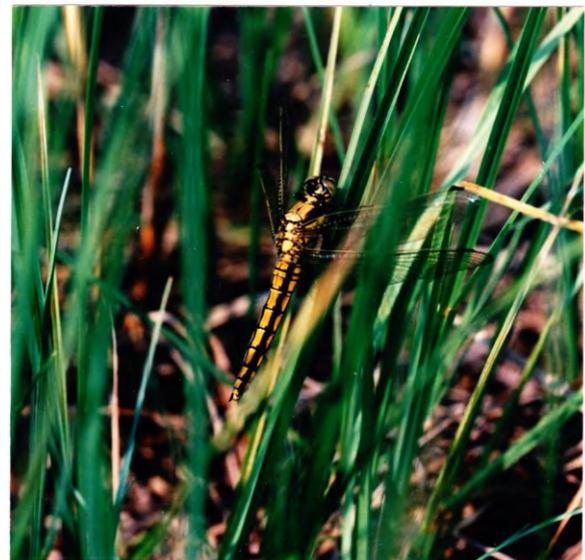
Tafel III



Tafel IV



Tafel V



Tafel VI

# Sukzessionsstudie der Uferzonen des Wallersees und des Wenger Moores am Beispiel der Odonatenfauna

Elke LAUTH

Mit 8 Abbildungen und 6 Tabellen im Text

## Kurzzusammenfassung

Vor (1998) und nach (2008) der Seewasserspiegelanhebung am Wallersee und der Wiedervernässung des Wenger Moores wurde die Odonatenfauna an 13 ausgewählten Probeflächen näher untersucht. Der Vergleich zeigt einen klaren Trend in Richtung Besiedlung der wiedervernässten Bereiche. Arten, die durch die durchgeführten Absenkungen verschwunden waren, konnten wieder kartiert werden. Grundsätzlich zeigten die Artenzahl sowie die Populationen jener Arten, welche vor allem dichte Röhrichtgürtel und ausgedehnte Schwimmblattzonen bevorzugten, Jahren deutliche Zuwächse.

## Abstract

At 13 different types of the shores of the Wallersee and in the Wenger Moor the adult dragonflies and exuviae were recorded before (1998) and after (2008) the increase of the water surface. The odonates regain areas with low water level and well developed vegetational structures. The comparative study clearly is referring to a trend of repopulation of these areas. In fact, the species richness and abundance of the odonates, which prefer dense reeds and extended plants with floating leaves, increased noticeable.

## INHALT

1. EINLEITUNG.....	130
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET UND METHODIK.....	131
2.1 Auswahl der Probeflächen	
2.2 Untersuchungszeitraum und Witterung	
2.3 Erfassung des Artenspektrums	
3. ERGEBNISSE .....	134
3.1 Arteninventar	
3.2 Artenbeschreibung	
3.3 Abundanz und Dominanz	
3.4 Libellengemeinschaften	
3.5 Rote Liste Arten	
4. DISKUSSION.....	142
4.1 Arteninventar	
4.2 Libellenzönosen	
5. VERGLEICH DER ERGEBNISSE VON 1998 UND 2009 .....	144
5.1 Der Wallersee	
5.2 Wenger Moor	
5.3 Vergleichende Betrachtung der Entwicklung der Odonatenfauna und der Makrophyten im Bereich ausgewählter Uferzonen des Wallersees	
5.4 Zusammenfassende Diskussion	
6. ZITIERTE UND WEITERFÜHRENDE LITERATUR.....	149

# 1. Einleitung

Zur Landgewinnung und Verbesserung der Torfgewinnung kam es im letzten Jahrhundert durch mehrere Seespiegelabsenkungen zu einer gravierenden Veränderung der Uferstruktur des Wallersees. Seeseitig erfolgte ein Rückgang der Schilfbestände und landseitig zerstörten Düngung und mehrmalige Mahd die umliegenden Streuwiesen und Schilfflächen. Zahlreiche Arbeiten im Rahmen des „Projektes Vorlandseen“ weisen auf die negativen Auswirkungen der Seespiegelabsenkung auf Flora und Fauna hin (ARNOLD 1986, FRIESE 1986, HEINISCH 1986, LAND SALZBURG 1986, WIESER 1995).

Im Jahr 1886 wurde der Seespiegel des Wallersees von der Kote 507,50 m ü. A. um vier Salzburger Fuß (ca. 1,2 m) abgesenkt, um das Seemoos für weitere Besiedlung vorzubereiten und um den Dorfabbau an den Randmooren des Wallersees zu ermöglichen. Der Seespiegel pendelte auf der Kote 506,00 m im langjährigen Mittel ein.

Aufgrund der extremen Hochwässer 1954 und 1959 wurde der Seespiegel 1959 durch Tieferlegung der Fischach beim Brückenwirt um weitere 20 cm abgesenkt. 1970/71 erfolgte durch Ausbaggerungen in der Fischach eine weitere Tieferlegung um etwa 20 cm. Aufgrund dieser weiteren Seespiegelabsenkung stabilisierte sich der Wallersee auf einer Mittelwasserkote von 505,50 m.

Diese weitere Absenkung des Seespiegels führte zu einer völligen Umgestaltung der Uferbereiche des Sees. Die Vorderkante des Schilfbestandes geriet damit in die Brechzone der Wellen, die Schilfwurzeln wurden frei gespült, schwebende Wurzelbänke entstanden. Die ehemals dichten Schilfbestände lösten sich auf. Gleichermäßen betroffen waren die Schwimmblattbestände, die nun zeitweise trocken fielen.

Das Projekt Hochwasserschutz Seekirchen bot 1990 die historische Chance den Seespiegel des Wallersees wieder anzuheben. Die baulichen Umsetzungen dazu waren 1999 fertig gestellt, sodass anlässlich eines kleineren Hochwassers im Dezember 1999 das neue Regelprofil in Betrieb genommen und damit die Wiederanhebung des Seespiegels durchgeführt wurde. Mit dem derzeitigen Abflussprofil wurde einer Wiederanhebung auf eine Mittelwasserkote von 505,86 m angepeilt, welche im Mittel der Jahre 2000 bis 2008 fast erreicht wurde.

Ziel der Seespiegelanhebung war vor allem die neuerliche Stabilisierung der Uferzonen des Sees mit ihrer vielfältigen Ufervegetation. In weiterer Folge sollte der Fischbestand des Sees gestärkt werden.

Die großen bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen rund um den See wurden im Zuge des Projekts von der Landwirtschaft außer Ertrag gestellt. Schilf und Weidengürtel können sich wieder ungestört

entwickeln, die Erlenbruchwaldzone wird weiter als Streuwiese vom Naturschutz gepflegt um den Wiesenbrütern Lebensraum zu bieten.

Die Umsetzung der Maßnahmen und die ökologischen Wirkungen werden vielfältig untersucht. Die Entwicklung der Schilfbestände und der Vegetation der angrenzenden Feuchtwiesen wird in JÄGER et al. (2011) beschrieben.

Das Wenger Moor wurde von LORENZ 1856 ebenso wie die anderen Randmoore des Wallersees genau vermessen um die Verwertbarkeit für den Torfabbau zu prüfen. Ergebnis war, dass die beiden nebeneinander liegenden Moore bei Zell und Weng sich sehr gut für den Abbau eignen würden, wenn der Seespiegel abgesenkt und die Entwässerungsgräben über Wallerbach und Eisbach (Altbach) den Torfstich ermöglichen.

Die Seespiegelabsenkung 1886 und die Nähe zur Eisenbahn ließ einen kommerziellen Torfabbau im Zellermoor entstehen, welcher zu einer fast totalen Ausbeutung dieses Moores führte.

Das Wenger Moor wurde anschließend in Angriff genommen. Der Abbau deckte nur geringen lokalen Bedarf. Die jahrzehntelange Drainagewirkung der Stichgräben führte zu einer Sackung des Hochmoores von etwa 2 m (KRISAI & FRIESE 1986), das Moor wurde von Heidekraut, Buschwerk, Kiefern und Birken überwachsen.

Mit der Seespiegelanhebung konnte über ein EU - Projekt die Wiedervernässung des Moores durch Absperren der Entwässerungsgräben erreicht werden, moorfremdes Buschwerk und Gehölze wurden gerodet. Durch ein ausgeklügeltes Wasserhaltungssystem konnte wieder eine neue Hochmoorbildung initiiert werden. In den Entwässerungsgräben wurden Sperren errichtet, die das Regenwasser im Moor zurückhalten. Die Projektarbeiten wurden von 1999 bis 2004 umgesetzt.

Die folgende Sukzession an den Uferzonen des Wallersees und im Wenger Moor führte unweigerlich auch zu einem Wandel der Odonatenfauna in diesen Gebieten, da Libellen durch ihre hohe Mobilität sehr rasch auf Veränderungen reagieren. Sehr viele Arten stellen spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum. Ihr Vorkommen ist meist an ganz bestimmte Vegetationsstrukturen gebunden, sie reagieren sehr empfindlich auf drastische Eingriffe. Die Besiedlung durch gewisse Arten lässt daher Rückschlüsse auf den Gleichgewichtszustand eines Ökosystems zu. Auch eignen sich diese Insekten durch ihren aquatischen Larval- und terrestrischen Imaginallebensraum hervorragend als Bioindikatoren für die Vernetzung des Gewässers mit dem Umland (BUCHWALD 1991, CHOVANEC 1994, CHOVANEC & ENDEL 1990, DO-

NATH 1987, SCHMIDT 1983, SCHMIDT 1991, WILDERMUTH & SCHIESS 1983, u. a.).

Vor der Seewasserspiegelanhebung des Wallersees und der Wiedervernässung des Wenger Moores,

erfolgte im Jahr 1998 eine Kartierung der Odonatenfauna in diesen Gebieten. Diese Daten dienen als Basis für die vorliegende Sukzessionsstudie.

## 2. Untersuchungsgebiet und Methodik

### 2.1 Auswahl der Probeflächen

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 14 Probeflächen untersucht. Davon liegen neun an den Uferzonen des Wallersees, eine am Ausfluss der Fischach und vier Flächen im Gebiet des Wenger Moores zwischen Wallerbach und Altbach. Die Lage der Probeflächen ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Auswahl der Probeflächen an den Uferzonen des Wallersees beschränkte sich auf den Fischtaginger Spitz und das Nordufer im Bereich des Bayerhamer Spitzes und des Pragerfischers. Hier bestehen ausgedehnte Schilfflächen mit dahinter liegenden Feuchtwiesen, die von zahlreichen Entwässerungsgräben durchzogen sind. Dem Schilfgürtel vorgelagert sind in einigen Bereichen Schwimmblattzonen (P1, P3, P5 und P7) und im Bereich des Bayerhamer Spitzes ein ausgedehnter Binsenbestand (P6). Ausgeprägte Wasserschilfbestände sind vorwiegend am Fischtaginger Spitz (P9) und zwischen den Mündungsgebieten des Waller- und Altbaches zu finden (P3). Die Probeflächen P2 und P4 befinden sich im Mündungsgebiet des Alt- und Wallerbaches (Abb. 3). Im gesamten Untersuchungsgebiet ist der Uferbereich flach auslaufend mit vorwiegend schlammigem Untergrund.

Kartiert wurde auch ein Teil der Fischach (F), unmit-

telbar nach dem Abfluss aus dem Wallersee bis zur Klause. Hier werden beide Uferseiten von Schilf und Uferseggen gesäumt. Am Westufer bildet zu einem hohen Anteil Weidengebüsch die Ufervegetation. In diesem Bereich der Fischach ist die Strömung sehr gering.

Im Wenger Moor unterscheiden sich die Erhebungsflächen in Größe, Vegetation und Grad der Beschattung (Abb. 2). Genauer untersucht wurde eine sehr kleine, flache Moorschlenke, durchsetzt mit Torfmoos, Seggen und Wollgras, die im Hochsommer bei längeren Regenspauzen austrocknet (W1). Eine Ansammlung mehrerer kleiner Moorschlenken mit einer größeren Wassertiefe, die stark mit Torfmoos verwachsen sind, liegt im bewaldeten Teil des Moores (W2). Sie sind umgeben von Birken und Kiefern. Zwei größere Moortümpel befinden sich im Randgebiet des Moores. Einer davon ist voll besonnt mit Torfmoosbeständen und umgeben von Heidekraut (W4). Die andere Probefläche ist vormittags durch einen angrenzenden Baumbestand beschattet. Kleine verzweigte Gräben, die von Seggen umrandet werden, durchziehen das umgrenzende Gebiet. Im Moortümpel ist der Totholzanteil sehr hoch (W3).



Abb. 1: Probeflächen am Wallersee (links: Schilfgürtel mit vorgelagerter Schwimmblattzone im Bereich des Pragerfischers, rechts: Röhrichtgürtel am Bayerhamer Spitz)



Abb. 2: Probeflächen des Wenger Moores (oben links: W1, oben rechts: W2, unten links: W4, unten rechts: Graben an W3)

## 2.2 Untersuchungszeitraum und Witterung

Die Aufnahmestandorte wurden von Anfang Mai bis Mitte Oktober 2008 ca. alle 4 bis 5 Wochen besucht, um alle Arten erfassen zu können. Im September war

aufgrund der sehr schlechten Wetterbedingungen leider kein Durchgang möglich.

## 2.3 Erfassung des Artenspektrums

Die Libellen wurden quantitativ und qualitativ erfasst. Die Kartierung beschränkte sich auf die vorher festgelegten Probeflächen des Untersuchungsgebietes. Um möglichst alle Arten zu erfassen, wurden auch Tiere, die am Weg von oder zu den einzelnen Probeflächen angetroffen wurden, registriert.

Die aufgenommenen Daten des Beobachters stellen oft nur Näherungswerte dar. Durch die Einteilung in Abundanzklassen wird bei höheren Werten einem zunehmenden Fehlerpotential entgegengewirkt. Die Abundanzklasseneinteilung erfolgte nach LEHMANN (1990).

Um einen Nachweis über die Bodenständigkeit der einzelnen Arten zu bekommen, wurden beobachtete Verhaltensweisen wie Schlupf, Kopulation, Tandemflug und Eiablage notiert. Als „sicher bodenständig“ können jene Arten bezeichnet werden, bei denen Exuvien- sowie Larvenfunde oder auch Beobachtungen von schlüpfenden, frisch geschlüpfen oder eierlegenden Tieren vorliegen. „Wahrscheinlich bodenständig“ sind Arten, die regelmäßig in hohen Abundanz (bei Zygopteren Abundanzklasse III – VI, Anisopteren II – VI) oder bei denen Reproduktionsverhalten wie Tandem oder Kopulation aufgenommen wurden. Auch werden Arten als „wahrscheinlich bodenständig“ eingestuft, deren Habitatpräferenz der vorliegenden Uferstruktur entspricht.

Tab. 1: Abundanzklasseneinteilung nach LEHMANN (1990).

Abundanz-klassen	Individuenanzahl
I	1
II	2 – 6
III	7 – 12
IV	13 – 25
V	26 – 50
VI	> 50

Ermittlung der Libellenzönosen:

Nach FAGER (1957) wurden sogenannte „recurrent groups“ berechnet. Die Arten werden dabei nach der Häufigkeit ihres Vorkommens mit anderen Arten gruppiert. Eine „recurrent group“ umfasst die größtmögliche Anzahl von Arten, wobei alle Artenpaare innerhalb einer Gruppe signifikante Affinitäten aufweisen.



Abb. 3: Untersuchungsgebiet (Quelle: SAGIS)

Die Berechnung der Affinität erfolgte mit Hilfe eines t-Tests nach der Formel:

$$t = \frac{(A + B)(2C - 1)}{2A \times B} - 1 \times \sqrt{A + B - 1}$$

A = Zahl der Standorte mit der Art X  
 B = Zahl der Standorte mit der Art Y  
 C = die Anzahl der Art X und Art Y gemeinsamen Standorte

Positive Affinität zwischen 2 Arten ist nachgewiesen, wenn t mindestens den Wert von 1,645 erreicht (MÜHLENBERG 1993).

Tab. 2: Im Untersuchungsgebiet vorkommende Odonaten mit Status

Status: 1 = sicher bodenständig in hoher Abundanz (Zygopteren III – VI, Anisopteren II – VI), 2 = sicher bodenständig in geringer Abundanz (Zygopteren I – III, Anisopteren I – II), 3 = wahrscheinlich bodenständig in hoher Abundanz, 4 = wahrscheinlich bodenständig in geringer Abundanz; Die Einteilung bezieht sich auf die maximale Abundanzklasse (Tab. 1) eines Exkursionstages.

Unterordnung Z y g o p t e r a (Kleinlibellen)	Status
Familie Calopterygidae (Prachtlibellen)	
<i>Calopteryx virgo</i> (LINNÉ 1758) Blauflügel-Prachtlibelle	4
Familie Lestidae (Teichjungfern)	
<i>Lestes</i> sp.	4
<i>Lestes virens</i> (CHARPENTIER 1825) Kleine Binsenjungfer	4
<i>Lestes viridis</i> (VAN DER LINDEN 1825) Weidenjungfer	4
Familie Platycnemididae (Federlibellen)	
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS 1771) Gemeine Federlibelle	1
Familie Coenagrionidae (Schlanklibellen)	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (SULZER 1776) Frühe Adonislibelle	1
<i>Ischnura elegans</i> (VAN DER LINDEN 1820) Große Pechlibelle	1
<i>Enallagma cyathigerum</i> (CHARPENTIER 1840) Becher-Azurjungfer	1
<i>Coenagrion puella</i> (LINNÉ 1758) Hufeisen-Azurjungfer	1
<i>Coenagrion hastulatum</i> (CHARPENTIER 1825) Speer-Azurjungfer	2
<i>Erythromma najas</i> (HANSEMANN 1823) Großes Granatauge	1
<i>Nehalennia speciosa</i> (CHARPENTIER 1840) Zwerglibelle	1
Unterordnung A n i s o p t e r a (Großlibellen)	
Familie Aeshnidae (Edellibellen)	
<i>Brachytron pratense</i> (MÜLLER 1764) Kleine Mosaikjungfer	2
<i>Aeshna mixta</i> (LATREILLE 1805) Herbst-Mosaikjungfer	1
<i>Aeshna juncea</i> (LINNÉ 1758) Torf-Mosaikjungfer	1

<i>Aeshna cyanea</i> (MÜLLER 1764) Blaugrüne Mosaikjungfer	2
<i>Aeshna grandis</i> (LINNÉ 1758) Braune Mosaikjungfer	2
<i>Anax imperator</i> (LEACH 1815) Große Königslibelle	1
<i>Anax parthenope</i> (SÉLYS 1839) Kleine Königslibelle	2
Familie Gomphidae (Flussjungfern)	
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (LINNÉ 1758) Gemeine Keiljungfer	2
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (LINNÉ 1758) Kleine Zangenlibelle	2
Familie Corduliidae (Falkenlibellen)	
<i>Cordulia aenea</i> (LINNÉ 1758) Gemeine Smaragdlibelle	2
<i>Somatochlora metallica</i> (VAN DER LINDEN 1825) Glänzende Smaragdlibelle	2
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (VAN DER LINDEN 1825) Gefleckte Smaragdlibelle	4
Familie Libellulidae (Segellibellen)	
<i>Libellula quadrimaculata</i> (LINNÉ 1758) Vierfleck	1
<i>Orthetrum cancellatum</i> (LINNÉ 1758) Großer Blaupfeil	1
<i>Crocothemis erythrea</i> (BRULLÉ 1832) Feuerlibelle	1
<i>Sympetrum vulgatum</i> (LINNÉ 1758) Gemeine Heidelibelle	3
<i>Sympetrum flaveolum</i> (LINNÉ 1758) Gefleckte Heidelibelle	4
<i>Sympetrum sanguineum</i> (MÜLLER 1764) Blutrote Heidelibelle	1
<i>Sympetrum danae</i> (SULZER 1776) Schwarze Heidelibelle	1
<i>Leucorrhinia dubia</i> (VAN DER LINDEN 1825) Kleine Moosjungfer	1

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Arteninventar

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 32 Arten kartiert. Alle Arten konnten als sicher oder wahrscheinlich bodenständig eingestuft werden. In Tab. 2 werden alle Arten mit deren Status im Untersuchungsgebiet genannt

Wie in Tab. 3 ersichtlich ist das Wenger Moor mit insgesamt 22 Arten das artenreichste der drei Lebensräume. Sieben der vorkommenden Arten waren ausschließlich im Wenger Moor zu beobachten. Hierbei handelt es sich um *Lestes*-Arten und ausgesprochene Moorlibellen wie *A. juncea*, *L. dubia* und *C. hastulatum*.

Drei Arten kamen nur an der Fischach vor. Bei zwei dieser Arten handelt es sich um ausgesprochene Fließgewässerarten (*O. forcipatus* und *G. vulgatissimus*). *S. flavomaculata* ist keine Art der Fließgewässer. Sie dürfte sich vorwiegend in den vernässten Wiesen des angrenzenden Fischtager Spitzes entwickeln.

Insgesamt fünf der kartierten Arten waren ausschließlich an den Uferzonen des Wallersees zu finden. Dies sind Libellen mit hohen Präferenzen für Röhrichtgürtel wie *B. pratense*, *A. parthenope*, *C. aenea* und *S. metallica*.

Tab. 3: Sicher und wahrscheinlich bodenständige Arten des Wallersees (WS), der Fischach (F) und des Wenger Moores (WM).

Arten	WS	F	WM	Arten	WS	F	WM
<i>C. virgo</i>			x	<i>A. grandis</i>	x	x	
<i>L. sp.</i>			x	<i>A. imperator</i>	x	x	x
<i>L. virens</i>			x	<i>A. parthenope</i>	x		
<i>L. viridis</i>			x	<i>O. forcipatus</i>		x	
<i>P. pennipes</i>	x	x	x	<i>G. vulgatissimus</i>		x	
<i>P. nymphula</i>	x		x	<i>C. aenea</i>	x		
<i>I. elegans</i>	x	x	x	<i>S. flavomaculata</i>		x	
<i>E. cyathigerum</i>	x	x	x	<i>S. metallica</i>	x		
<i>C. puella</i>	x	x	x	<i>L. quadrimaculata</i>	x		x
<i>C. hastulatum</i>			x	<i>O. cancellatum</i>	x	x	x
<i>E. najas</i>	x		x	<i>C. erythrea</i>			x
<i>N. speciosa</i>			x	<i>S. vulgatum</i>	x	x	x
<i>B. pratense</i>	x			<i>S. flaveolum</i>	x		
<i>A. mixta</i>	x	x		<i>S. sanguineum</i>	x	x	x
<i>A. juncea</i>			x	<i>S. danae</i>	x		x
<i>A. cyanea</i>	x	x	x	<i>L. dubia</i>			x
Arten gesamt	20	14	22				

## 3.2 Artenbeschreibung

Im Folgenden werden die einzelnen Arten, ihre ökologischen Ansprüche und ihre Verbreitung im Untersuchungsgebiet gesondert beschrieben.

### 3.2.1 *Calopteryx virgo*



Diese Art kommt oft gemeinsam mit *Calopteryx splendens* vor, bevorzugt aber schmalere Bäche mit größerer Fließgeschwindigkeit. Man findet sie vor allem an solchen Bächen, die neben sonnigen auch schattige Ufer aufweisen (BELLMANN 1987).

*C. virgo* konnte im Bereich des Wallerbaches und in den Gräben der Randzonen des Wenger Moores beobachtet werden (siehe auch Tab. 3).

### 3.2.2 *Lestes sp.*

Hier konnte leider nicht mit Sicherheit bestimmt werden, ob es sich bei der beobachteten Art um *L. sponsa* oder *L. dryas* handelt. Im Untersuchungsgebiet wurde diese Libelle in den Randzonen des Wenger Moores beobachtet, einer vernässten Fläche, die im Sommer fast zur Gänze austrocknete, was den Habitatansprüchen von *L. dryas* entspricht, die vor allem pflanzenreiche Flachgewässer mit stark schwankendem Wasserstand sowie Moore besiedelt. Sie gilt in der Roten Liste Österreichs als vom Aussterben bedroht.

*L. sponsa* hingegen ist eine bei uns sehr häufig vorkommende Libelle. Als typische Kleingewässerart meidet sie große, freie Wasserflächen. Auch die Binsenjungfer überdauert ein Trockenfallen ihres Entwicklungsgebietes im Sommer unbeschadet.

### 3.2.3 *Lestes virens*

Die Kleine Binsenjungfer ist eine in Österreich vom Aussterben bedrohte Art (Tab. 5). Sie ist ein Bewohner pflanzenreicher, kleiner Weiher mit Verlandungsgürtel, sowie von Zwischenmooren und aufgelassenen Torfstichen (LEHMANN 1990).



*L. virens* wurde ebenso wie *L. sp.* an der Probefläche W1 im Wenger Moor beobachtet.

### 3.2.4 *Lestes viridis*

*L. viridis* besiedelt Stillgewässer und langsam fließende Gewässer aller Art mit Erlen- oder Weidengebüschen am Ufer, in die sie ihre Eier ablegt.

*L. viridis* wurde ebenso wie die beiden oben besprochenen Lestiden im Wenger Moor beobachtet. Sie flog vor allem gemeinsam mit *C. virgo* (siehe auch Kap. 3.2.1) an den mit Weiden umrandeten Gräben der Probefläche W3.

### 3.2.5 *Platycnemis pennipes*



*P. pennipes* ist eine Art stehender, neutraler Stillgewässer mit schmalen Verlandungsgürtel sowie langsam fließender, pflanzenreicher Gewässer (SCHORR 1990). Nach BELLMANN (1987) ist sie an pflanzenreichen Teichen und Gräben in den Flusstälern am häufigsten.

Diese Art war sowohl am Wallersee als auch im Wenger Moor anzutreffen. Sie wurde an insgesamt acht der untersuchten Flächen gesehen, wo sie auch als bodenständig eingestuft wurde (Tab. 4).

### 3.2.6 *Pyrrhosoma nymphula*

Auch *P. nymphula* ist eine Art der pflanzenreichen Kleingewässer, wie Moortümpel und kleine Weiher.

Sie kommt aber auch an langsam fließenden Gräben und Bächen vor.

Sie war vor allem im Bereich des Wenger Moores in dicht verwachsenen Probeflächen ohne größere, freie Wasserflächen zu beobachten.

### 3.2.7 *Ischnura elegans*

*I. elegans* ist eine der häufigsten und anspruchslosesten Libellenarten. Sie ist an stehenden und langsam fließenden Gewässern aller Art verbreitet.

So zeigte sie sich auch im Untersuchungsgebiet. Sie war am Großteil der Probeflächen zu beobachten.

### 3.2.8 *Enallagma cyathigerum*

Nach NÜSS & WENDLER (1991) ist diese Art vor allem an größeren Gewässern mit reicher Schwimm- und Tauchblattvegetation wie Altwässern, alten Kiesgruben und nährstoffreichen Seen zu finden. LAUTH & WINDING (1995) stellten fest, dass sie in jenen Bereichen von Gewässern häufig ist, die eine größere Freiwasserfläche mit von flutenden Pflanzen durchsetzten Uferbereichen aufweisen.



An den untersuchten Uferzonen des Wallersees war sie überall vertreten. Auch im Wenger Moor konnte sie in größeren Individuendichten beobachtet werden.

### 3.2.9 *Coenagrion puella*

Sie ist wie *E. cyathigerum* eine unserer häufigsten Kleinlibellen. Sie bevorzugt kleinere stehende Gewässer, kommt aber auch an größeren Seen vor. Selten ist sie an fließenden Gewässern anzutreffen (BELLMANN 1987). Nach DREYER (1986) ist diese Art in Mitteleuropa eine der häufigsten Libellen an stehenden und langsam fließenden Gewässern mit reicher Krautschicht sowie an Wasserflächen mit flutenden Schwimmpflanzen.

Diese Art wurde am Wallersee als bodenständig erkannt, wurde aber nur an circa der Hälfte der untersuchten Flächen angetroffen (Tab. 4). Im Wenger Moor war sie überall zu sehen.

### 3.2.10 *Coenagrion hastulatum*

Die Speer-Azurjungfer besiedelt nährstoffärmere Flachmoore, Zwischen- und Hochmoore sowie oligo- bis mesotrophe Moorweiher (LEHMANN 1990). Laut LANDMANN et. al. (2005) sind für große bodenständige Populationen Biotopkomplexe aus Seen und Weihern mit angrenzenden Verlandungsmooren und Moorkomplexe aus Nieder- und Hochmooren entscheidend.

Diese Art war im Untersuchungsgebiet an allen Probeflächen des Wenger Moores regelmäßig zu beobachten.

### 3.2.11 *Erythromma najas*

Nach SCHORR (1990) ist diese Art an mesotrophen bis eutrophen Gewässern mit ausgeprägter Schwimmblattvegetation zu finden. Sie bevorzugt größere Gewässer, an denen ein Riedsaum, der den Larven als Lebensraum dient, von größerer Bedeutung sein dürfte.

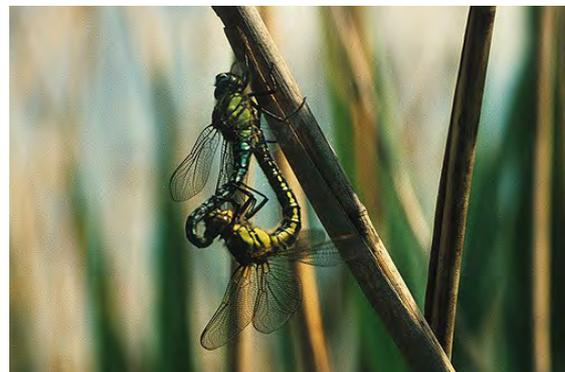
Die Präferenz dieser Art für Schwimmblattzonen war im Untersuchungsgebiet deutlich zu sehen. So war sie vor allem an den Flächen P1, 3, 5 und 7 in hohen Abundanzen zu beobachten (siehe auch Tab. 4). Individuen der Gattung *Erythromma* kamen in geringeren Abundanzen allerdings auch in zwei Probeflächen des Wenger Moores vor.

### 3.2.12 *Nehalennia speciosa*

Die Zwerglibelle ist ein ausgesprochener Habitatspezialist. Der typische Lebensraum sind flache Moorschlenken mit lockerer Vegetation aus Seggen, Wollgras und Fieberklee (BELLMANN 1987). Sie zeigt hohe Präferenzen für flache Gewässer mit konstant niedrigem Wasserspiegel. Wegen ihrer geringen Größe wird sie sehr leicht übersehen. Hinzu kommt, dass sie sehr wenig flugfreudig ist.

Im Wenger Moor konnte nur ein Exuvienfund verzeichnet werden, der allerdings auf die Bodenständigkeit dieser Art hinweist.

### 3.2.13 *Brachytron pratense*



*B. pratense* gilt als eine typische Tieflandlibelle, die an Weihern und Seen mit schilfreichem Ufer vorkommt (BELLMANN 1987). Nach MEIER (1989) wird über

Larvenfunde auch in Verlandungszonen mit Seggen berichtet.

Die Kleine Mosaikjungfer konnte an sechs Flächen des Wallersees beobachtet werden, wo sie auch als sicher oder wahrscheinlich bodenständig erkannt wurde. Sie war vor allem im Röhrichtgürtel, oft auf Schilfhalmen ruhend, zu sehen.

### 3.2.14 *Aeshna mixta*

Sie besiedelt stehende, pflanzenreiche und gut besonnte Gewässer (MEIER 1989). Nach EISLÖPFEL (1989) zeigt diese Art eine Präferenz für Uferbereiche mit Verlandungszonen und an wenigstens einer Stelle bewaldeten Laichgewässern (CHOVANEK & ENDEL 1990).

*A. mixta* war an 6 von 9 Flächen vertreten und gehört somit zu den häufigeren Arten der Uferzonen des Wallersees. Am regelmäßigsten war sie im Bereich des Bayerhamer Spitzes anzutreffen (Tab. 4).

### 3.2.15 *Aeshna juncea*

Im mitteleuropäischen Flachland ist diese Libelle stark an Moorhabitats gebunden. Im Alpenraum, wo die Art generell zu den häufigsten Libellen zählt, ist diese Habitatbindung wesentlich weniger auffällig, denn die offenbare Präferenz für kühlere Mikroklimate, die im Flachland vor allem in Mooren zu finden sind, erlaubt im Gebirge die Nutzung eines wesentlich breiteren Habitatspektrums (LANDMANN et al., 2005).

Im Untersuchungsgebiet wurde *A. juncea* in größerer Individuenanzahl an den Flächen W1 und W4 beobachtet. Sie zeigt somit klare Präferenzen für voll besonnte Moorschlenken.

### 3.2.16 *Aeshna cyanea*

Bei dieser Art handelt es sich um einen Ubiquisten, der an stehenden Gewässern aller Art vorkommt (BELLMANN 1987, BUCHWALD 1991, MEIER 1989).

Nachweise für Bodenständigkeit konnten für diese Art an den Uferzonen des Wallersees nicht erbracht werden. Da sie jedoch als Generalist gilt, dürfte sie im Untersuchungsgebiet heimisch sein. Vor allem im Wenger Moor und am Fischtägiger Spitz wurde sie regelmäßig beobachtet.

### 3.2.17 *Aeshna grandis*

*A. grandis* zeigt nach PETERS (1987) Präferenzen für größere Weiher, Tümpel, Altarme größerer Flüsse, kleinere Seen aller Trophiestufen sowie verkrautete Buchten größerer Seen. Die von ihr besiedelten Gewässer sollten an wenigstens einer Stelle bewaldet sein oder in unmittelbarer Waldnähe liegen.

Die Braune Mosaikjungfer war an allen Probeflächen des Wallersees mit ausgeprägtem Schilfgürtel in Abundanzklasse I bis II vertreten (vgl. Tab. 4 und 5).

### 3.2.18 *Anax imperator*

Die Königslibelle fliegt an stehenden Gewässern aller Art, besonders an Teichen und Altwässern mit reicher Schwimmblattvegetation (NÜSS & WENDLER 1991).

Im Untersuchungsgebiet war sie eine der häufigsten Libellenarten. Sie war sowohl am Wallersee als auch im Wenger Moor an fast allen Standorten regelmäßig zu beobachten. Mit Abstand am regelmäßigsten war *A. imperator* an P7 in der Bayerhamer Bucht zu sehen.

### 3.2.19 *Anax parthenope*

Nach BELLMANN (1987) lebt diese Art vorzugsweise an größeren Weihern und Seen. Auch die Kleine Königslibelle flog im Untersuchungsgebiet an fast allen Standorten. Sie zeigte klare Präferenzen für Schilfzonen. Diese Libelle war nur an den Uferzonen des Wallersees zu beobachten, gehört hier aber zu den häufiger vertretenen Arten.

### 3.2.20 *Gomphus vulgatissimus*

Nach MEIER (1989) findet man diese Art an klaren, kühlen und größeren Wiesenbächen, Abflüssen von Seen, Flüssen mit sandigen Ufern und Brandungsufeln von Seen mit sandig-kiesigem Strand.

Von *G. vulgatissimus* konnten nur Exuvien gefunden werden. Sie dürfte ebenso wie *O. forcipatus* im Bereich der Klause der Fischach, sowie am Südufer des Wallersees, den kiesigen, vegetationslosen Uferstreifen heimisch sein und wird daher als wahrscheinlich bodenständig eingestuft.

### 3.2.21 *Onychogomphus forcipatus*

Auch diese Flussjungfer findet man an sauberen Flüssen, Seeabflüssen und Brandungszonen von Seen mit sandig-kiesigem Grund (NÜSS & WENDLER 1991).

*O. forcipatus* konnte im Gegensatz zu *G. vulgatissimus* als bodenständig eingestuft werden. Sie wurde an der Klause der Fischach regelmäßig beobachtet.

### 3.2.22 *Cordulia aenea*

Optimale Habitats sind für diese Art große, gut bewachsene und besonnte Gewässer (MEIER 1989). Nach NÜSS & WENDLER (1991) ist sie an stehenden Gewässern verbreitet, selten auch an langsam fließenden Gewässern.

Im Bereich zwischen Schilfgürtel und Schwimmblattzone der Standorte P1, 3 und 7 war diese Art regelmäßig anzutreffen. Es wurden allerdings nur einzelne Individuen gesehen. Bodenständigkeit konnte nicht belegt werden. Sie dürfte jedoch aufgrund ihrer Habitatsprüche heimisch sein.

### 3.2.23 *Somatochlora metallica*

*S. metallica* kommt oft gemeinsam mit *C. aenea* vor. Besonders regelmäßig trifft man sie nach BELLMANN

(1987) an bewaldeten Ufern. NÜSS & WENDLER (1991) ordnen sie auch langsam fließenden Gewässern, vor allem in waldreichen Gegenden, zu.

Auch von *S. metallica* liegen keine Nachweise für Bodenständigkeit vor. Sie wurde ebenso wie *C. aenea* als wahrscheinlich bodenständig eingestuft. Am häufigsten wurde sie an den Uferzonen im Bereich des Pragerfischers beobachtet.

### 3.2.24 *Somatochlora flavomaculata*



Neben Niedermooren bevorzugt diese Art Stillgewässer mit ausgeprägter Verlandungszone. In Tirol wurde sie auch regelmäßig an Seeabflüssen beobachtet (LANDMANN et al., 2005). Laut BELLMANN (1987) kann man sie nur sehr selten über offenen Gewässerflächen beobachten.

Die Gefleckte Smaragdlibelle konnte nur im Bereich des Seeausflusses der Fischach vereinzelt gesehen werden.

### 3.2.25 *Libellula quadrimaculata*

Diese Art zeigt Präferenzen für sonnige, bewachsene Weiher und Kleinseen, aber auch für Kiesgruben und manchmal Gartenteiche (MEIER 1989). Laut BELLMANN (1987) trifft man sie auch an Moorgewässern. Sie kommt an Standorten mit reicher Vegetation vor, insbesondere an Orten mit deutlicher Verlandungstendenz (SCHWEIGER-CHWALAC 1994).

*L. quadrimaculata* wurde am Wallersee am Fischtaginger Spitz kartiert. Im Wenger Moor wurde sie an allen Probeflächen beobachtet. An W3 erreichte sie die größte Individuendichte (Tab. 4).

### 3.2.26 *Orthetrum cancellatum*

*O. cancellatum* lebt an vegetationsarmen, größeren Seen, aber auch an stärker bewachsenen Weihern und Teichen. Besonders häufig findet man diese Art an Baggerseen mit kiesigen Ufern und an Kiesgrubengewässern (BELLMANN 1987). Nach SCHORR (1990) fördern kiesig-steinige Uferpartien, auch kleinflächig eingestreut in Schilf- oder Binsenbestände, das Vorkommen dieser Art.



Der Große Blaupfeil ist eine der am häufigsten vorkommenden Arten des Wallersees. Er war an fast allen Probeflächen anzutreffen. Im Wenger Moor flog er vor allem an jenen Moortümpeln mit größeren Totholzanteilen, die er sehr gern als Sitzwarte nützt.

### 3.2.27 *Crocothemis erythraea*

Die Feuerlibelle ist eine typische Art des Mittelmeergebietes und dort weit verbreitet. In den letzten Jahren kam es in Österreich zu einer deutlichen Ausbreitung. Sie bevorzugt stehende Gewässer mit Flachwasserbereich und einer reichen Ufer und Wasserpflanzenvegetation (STERNBERG & BUCHWALD 2000).

Diese Libelle konnte nur an der Probefläche W4 im Wenger Moor beobachtet werden. Dort aber in hoher Individuenanzahl.

### 3.2.28 *Sympetrum vulgatum*

Die Gemeine Heidelibelle lebt an stehenden Gewässern aller Art; das Spektrum reicht von Seen bis hin zu kleinen Tümpeln. Sie gilt als Ubiquist.

Häufiger zu sehen war sie an P8 und der Fischach, ansonsten konnten im Untersuchungsgebiet jedoch nur einzelne Tiere aufgenommen werden. In der Probefläche W4 des Wenger Moors flog sie in mittleren Abundanzen.

### 3.2.29 *Sympetrum flaveolum*



Die Gefleckte Heidelibelle ist eine typische Art landseitiger Verlandungsbereiche meso- bis eutropher Weiher und Seen. Sie ist eng an Habitats gebunden, die im Sommer oder Herbst trocken fallen und im

Frühjahr großflächig vernässt sind (BELLMANN 1987).

Im Untersuchungsgebiet war diese Art nur im Bereich des Bayerhamer Spitzes zu beobachten.

### 3.2.30 *Sympetrum sanguineum*

Typische Lebensräume dieser Art sind stehende, nährstoffreiche Gewässer mit gut ausgebildeten Verlandungszonen, Riedgürteln oder Schachtelhalmsümpfen. Gelegentlich besiedeln diese Tiere auch Hochmoore (DREYER 1986, MEIER 1989). Nach BELLMANN (1987) bewohnt sie stehende Gewässer unterschiedlichster Art.



*S. sanguineum* konnte an allen Aufnahmestandorten beobachtet werden. Nachweise für Bodenständigkeit existieren für insgesamt 9 Flächen. Sie wurde in allen drei Lebensräumen in zum Teil großen Individuendichten beobachtet.

### 3.2.31 *Sympetrum danae*



Die Schwarze Heidelibelle lebt in Sumpf- und Verlandungszonen von Gewässern aller Art, vorzugsweise in sauren Gewässern, insbesondere Moore (HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 1993). In ausgedehnten Sumpfwiesen mit konstant niedrigem Wasserspiegel können sehr große Populationen angetroffen werden. *S. danae* wurde in den an das Wenger Moor angrenzenden Uferzonen des Wallersees, sowie in allen Bereichen des Moores regelmäßig beobachtet.

### 3.2.32 *Leucorrhinia dubia*



Die Kleine Moosjungfer ist eine typische Art der Hochmoorgewässer. An ihren Fundorten ist sie meist die dominierende Libellenart des Frühsommers.

Diese Libelle war überall im Wenger Moor sehr häufig. Massenhaft angetroffen wurde sie im Bereich der Moorschlenken an den Probeflächen W3 und W4.

### 3.3 Abundanz und Dominanz

Die Tabellen 4 und 5 geben die während des Aufnahmezeitraumes an einem Standort festgestellte höchste Abundanz an.

Tab. 4: Abundanzklasseneinteilung der vorkommenden Zygopteren an den einzelnen Probeflächen des Wallersees. Angegeben ist die, während des Untersuchungszeitraumes höchste erreichte Abundanzklasse eines Exkursionstages je Art (I = 1; II = 2 – 6; III = 7 – 12; IV = 13 – 25; V = 26 – 50; VI > 50 Ind.; Ex = nur Exuvienfund).

Arten	Wallerseeufer									Fischach	Wenger Moor			
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	F	W1	W2	W3	W4
Zygoptera														
<i>C. virgo</i>													II	
<i>Lestes sp.</i>											I			
<i>L. sponsa</i>											II			
<i>L. virens</i>											I			
<i>L. viridis</i>													II	
<i>P. pennipes</i>	VI	II	V			IV	III	II		V				III
<i>P. nymphula</i>				I							I	II		
<i>I. elegans</i>	II	II		I		II	III	IV		II	II			I
<i>E. cyathigerum</i>	II	II	II	II	I	I	II	II	I	V	II		IV	IV
<i>C. puella</i>	III		II					II	IV				III	III
<i>C. bastulatum</i>											IV	IV	IV	IV
<i>E. najas</i>	III		II	III	IV		V						II	II
<i>N. speciosa</i>													Ex	
Summe Zygoptera	5	3	4	4	2	3	4	4	2	3	7	2	7	6

Tab. 5: Abundanzklasseneinteilung der Anisopteren an den einzelnen Probeflächen des Wallersees. Angegeben ist die, während des Untersuchungszeitraumes höchste erreichte Abundanzklasse eines Exkursionstages je Art (I = 1; II = 2 – 6; III = 7 – 12; IV = 13 – 25; V = 26 – 50; VI > 50 Ind.; Ex = nur Exuvienfund).

Arten	Wallerseeufer									Fischach	Wenger Moor			
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	F	W1	W2	W3	W4
Anisoptera														
<i>B. pratense</i>	II		II		II		III	I	I					
<i>A. mixta</i>	II		II		II		II	II		I				
<i>A. juncea</i>											II			III
<i>A. cyanea</i>									II	I	I	II	II	II
<i>A. grandis</i>	II		II			II		II		II	II			
<i>A. imperator</i>	II		II	I	I	II	II	II	I	I	I		II	II
<i>A. parthenope</i>	I		II		II	II	I	II						
<i>O. forcipatus</i>										II				
<i>G. vulgatissimus</i>										Ex				
<i>C. aenea</i>	I		I				I							
<i>S. flavomaculata</i>										I				
<i>S. metalliva</i>	II					I	I			I				
<i>L. quadrimaculata</i>									II		II	II	III	II
<i>O. cancellatum</i>	III		II	II	II	III	II	II	II	I				II
<i>C. erythraea</i>														III
<i>S. vulgatum</i>								I		II				II
<i>S. flaveolum</i>							II							
<i>S. sanguineum</i>	III					III	II	II	II	II	II		V	III
<i>S. danae</i>			II								II	II	V	V
<i>L. dubia</i>											III	III	VI	V
Summe Anisoptera	9		8	2	5	6	9	8	6	11	8	4	6	10
Gesamtartenzahl	14	3	12	5	7	9	13	12	8	14	15	6	13	16

Zygoptera (siehe Tab. 4):

Nur vereinzelt gesehen wurde *L. virens*. Auch *P. nymphula* und die *Lestes*-Arten zeigten eher geringe Abundanzen. Die anderen Kleinlibellen, wie *I. elegans*, *E. cyathigerum*, *C. puella* und *E. najas* konnten in die Abundanzklassen IV bis V eingestuft werden. Sie waren gemeinsam mit *P. pennipes*, welche an 4 Probenflächen die höchste Individuendichte aufwies, die dominierenden Zygopteren des Wallersees.

Die Fischach wurde von *P. pennipes* und *E. cyathigerum* dominiert. Beide Arten wurden in Abundanzklasse V eingestuft.

Im Wenger Moor waren *C. bastulatum* und *E. cyathigerum* mit Abundanzklasse IV die häufigsten Kleinlibellen.

### 3.4 Libellengemeinschaften

Nach der Methode FAGER (1957) konnten 3 „recurrent groups“ voneinander unterschieden werden (Abb. 4). Es erreichten allerdings nur jene Arten positive Affinitäten, die an mindestens fünf Standorten vorkommen.

Die erste Gruppe beinhaltet *A. parthenope*, *B. pratense*, *A. mixta* und *O. cancellatum*. Diese Arten waren vorwiegend im dichten Röhrichtgürtel des Wallersees zu beobachten, dem auch Schwimmblattpflanzen vorgelegt sein können.

Der zweiten Gruppe werden *E. cyathigerum*, *A. imperator* und *S. sanguineum* zugeordnet. Diese waren in den reich strukturierten Uferzonen des Nordufers am häufigsten anzutreffen. Sowohl ein gut ausgeprägter Schilfgürtel als auch eine ausgedehnte Schwimmblattzone sind für diese Arten von Bedeutung.

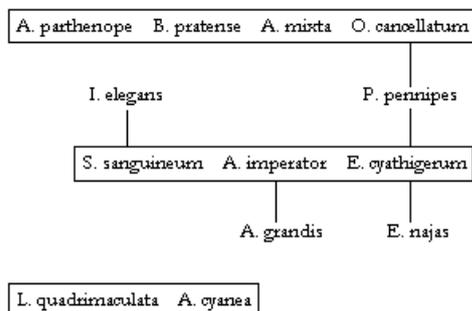


Abb. 4: Darstellung der „recurrent groups“ nach FAGER (1957). Außenstehende Arten weisen nicht zu allen Arten innerhalb einer Gruppe Affinitäten auf.

Die Gruppe 3, bestehend aus *A. cyanea* und *L. quadrimaculata* (Abb. 4) wurde hauptsächlich im Wenger Moor kartiert. Am Fischtaginger Spitz konn-

Anisoptera (siehe Tab. 5):

Bei den Anisopteren waren im Bereich des Wallersees vor allem die Aeshniden und *O. cancellatum* häufiger (Abundanzklasse III) anzutreffen. Nur vereinzelt zeigten sich *C. aenea* und *S. metallica*.

*A. grandis*, *S. sanguineum* und *S. vulgatum* waren an der Fischach die dominanten Arten. Im Bereich des Wehrs konnte *O. forvipatus* in größerer Anzahl beobachtet werden. Die restlichen Anisopteren zeigten keine auffälligen Häufigkeitsverteilungen.

Im Wenger Moor dominierten *L. dubia*, *S. sanguineum* und *S. danae*. An den Probenflächen W3 und W4 wurden sie in Abundanzklasse V eingestuft. Auch *L. quadrimaculata* und *C. erythrea* konnten an den Moortümpeln vermehrt beobachtet werden

ten diese Arten ebenfalls regelmäßig angetroffen werden.

Mit Hilfe des Statistikprogramms SPSS 7.5 für Windows wurde zusätzlich eine Clusteranalyse durchgeführt, die auch jene Arten, die nicht so häufig waren, berücksichtigt. Das Ergebnis, dargestellt in Form eines Dendrogrammes (Abb. 5), bestätigt jenes der „recurrent groups“.

Starke Affinitäten zur Gruppe 3 der „recurrent groups“ zeigen hier auch *S. danae*, *L. dubia* und *C. bastulatum*, die regelmäßig in allen Probenflächen des Wenger Moores anzutreffen waren. Die Vorkommen von *A. juncea* und *C. erythrea*, die eine sehr hohe Affinität zueinander aufweisen, beschränkten sich auf das Wenger Moor, allerdings nur auf zwei der untersuchten Flächen, ebenso wie die vereinzelt kartierten Lestiden und *C. virgo*, welche vor allem am Wallerbach und den Gräben am Rand des Wenger Moores beobachtet werden konnte.

*O. forvipatus* war ausschließlich im Bereich des Wehrs an der Fischach zu beobachten. Von *G. vulgatissimus* stammt aus diesem Gebiet ein Exuvienfund.

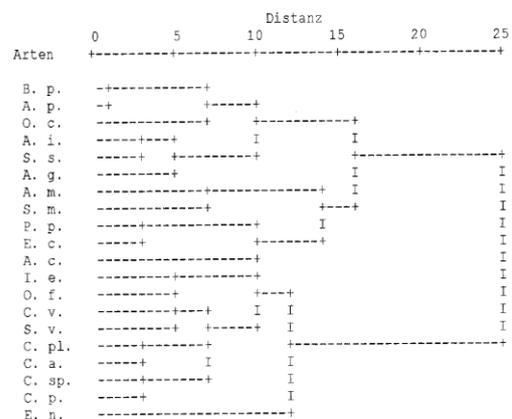


Abb. 5: Ergebnis der Clusteranalyse

### 3.5 Rote Liste Arten

Von den insgesamt 31 Arten werden in der Roten Liste Österreichs (RAAB, CHOVANEC & PENNERS-DORFER 2007) 11 Arten in den Kategorien 1 (vom Aussterben bedroht) bis 4 (Gefährdung droht) eingestuft. Als vom Aussterben bedroht werden *L. virens*, und *N. speciosa* geführt. Beide Arten wurden im Wenger Moor kartiert. *N. speciosa* konnte nur durch einen Exuvienfund nachgewiesen werden. Ebenso als vom Aussterben bedroht gilt *S. flaveolum*. Sie war am Bayerhamer Spitz zu beobachten. Stark gefährdet ist *S. flavomaculata*. Fünf Spezies gelten als gefährdet (*C. hastulatum*, *B. pratense*, *O. forcipatus*, *G. vulgatissimus* und *L. dubia*) und drei der vorkommenden Arten als nahezu gefährdet (*C. virgo* und *E. najas*) (siehe auch Tab. 6).

Ebenso als vom Aussterben bedroht, werden in der Roten Liste Tirols (LANDMANN et al., 2005), neben den bereits oben genannten Arten, *O. forcipatus* und *G. vulgatissimus* geführt. *C. erythrea* und *B. pratense* wurden hier nicht eingestuft, da es keine konkreten Hinweise auf frühere Bodenständigkeit gibt.

Tab. 6: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Tirols (LANDMANN et al., 2005) und Österreichs (A) (RAAB et al., 2007); 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = Gefährdung droht, 5 = gefährdeter Vermehrungsgast, 6 = nicht gefährdet.

Arten	Tirol	A	Arten	Tirol	A
<i>C. virgo</i>	4	4	<i>A. grandis</i>	6	6
<i>L. sp.</i>			<i>A. imperator</i>	6	6
<i>L. virens</i>	1	1	<i>A. parthenope</i>	5	6
<i>L. viridis</i>	4	6	<i>O. forcipatus</i>	1	3
<i>P. pennipes</i>	3	6	<i>G. vulgatissimus</i>	1	3
<i>P. nymphula</i>	6	6	<i>C. aenea</i>	6	6
<i>I. elegans</i>	6	6	<i>S. flavomaculata</i>	2	2
<i>E. cyathigerum</i>	6	6	<i>S. metalliva</i>	6	6
<i>C. puella</i>	6	6	<i>L. quadrimaculata</i>	6	6
<i>C. hastulatum</i>	4	3	<i>O. cancellatum</i>	3	6
<i>E. najas</i>	2	4	<i>C. erythrea</i>		6
<i>N. speciosa</i>	1	1	<i>S. vulgatum</i>	6	6
<i>B. pratense</i>		3	<i>S. flaveolum</i>	1	1
<i>A. mixta</i>	5	6	<i>S. sanguineum</i>	3	6
<i>A. juncea</i>	6	6	<i>S. danae</i>	6	6
<i>A. cyanea</i>	6	6	<i>L. dubia</i>	4	3

## 4. Diskussion

### 4.1 Arteninventar

Insgesamt konnten am Wallersee und im Wenger Moor 32 Arten festgestellt werden. Dies ist fast die Hälfte der in Österreich vorkommenden 77 Arten.

Am artenreichsten zeigte sich an den Uferzonen des Wallersees die Probefläche zwischen Wierer und Pragerfischer. Hier wurden 14 Arten beobachtet, von denen alle als bodenständig eingestuft werden konnten. Diese Fläche zeichnet sich durch ein sehr ausgeprägtes Flachufer bis zur früheren Schilfabbruchkante aus. Der dichte Schilfgürtel bildet mehrere kleine Buchten, in denen Schwimmblattbestände stehen. Von den Anisopteren sind hier *O. cancellatum* und *S. sanguineum* sehr häufig anzutreffen. Die Zygopteren dominiert *P. pennipes*. Ebenfalls artenreiche Standorte sind die Flächen am Bayerhamer Spitz. An diesen Flächen befinden sich noch ausgeprägte Schilfzonen, die in vernässte Streuwiesen übergehen. An P7 ist dem Schilfgürtel zusätzlich ein schmaler, langgestreckter Schwimmblattbestand vorgelagert. Auch hier dominieren Arten wie *E. cyathigerum*, *A. imperator*, *O. cancellatum* und *S. sanguineum* (siehe auch Abb. 2 und 3). Die wenigsten Arten konnten an P2 und P4 festgestellt werden. Beide Probeflächen liegen im Bereich der Schwemmkegel der Bachmündungen des Wallerbaches und Altbaches. Der Schilfgürtel ist hier nur sehr schütter ausgeprägt. Die Fläche P3, welche zwischen den beiden Bachmündungen liegt, weist

deutlich höhere Artenzahlen auf. Diese Probefläche ist viel strukturreicher, als die beiden zuvor genannten Untersuchungsstellen. Ein für die Odonatenfauna nicht unwesentlicher Faktor.

Besonders erwähnenswert ist der Exuvienfund von *N. speciosa* im Wenger Moor. Die Zwerglibelle ist in Österreich vom Aussterben bedroht. Es sind derzeit in Österreich nur 5 autochthone Vorkommen bekannt. Leider konnte kein adultes Tier dieser Art angetroffen werden, was aber auch damit erklärt werden könnte, dass diese Art sehr klein und wenig flugfreudig ist (siehe auch Kap. 3.2.12). Auch war es am Großteil der Beobachtungstage relativ windig, was die Kartierung der Odonaten zusätzlich erschwerte. Vor allem Zygopteren werden an windigen Tagen sehr leicht übersehen.

Bemerkenswert sind auch die Vorkommen von *L. virens*, *S. flavomaculata*, und *S. flaveolum*. Von allen drei Arten sind in Österreich nur wenige größere bodenständige Vorkommen bekannt. Leider konnten diese Libellen auch im Untersuchungsgebiet nur in sehr geringer Anzahl beobachtet werden. Da sich das Untersuchungsgebiet aber durch die Maßnahmen der Wiedervernässung des Wallersees gerade in einem Sukzessionsstadium befindet, besteht durchaus die

Möglichkeit, dass sich hier noch stabile bodenständige Populationen entwickeln können.

Für *Crocothemis erythraea* liegt ein Erstdnachweis vor. Diese Art ist in den letzten Jahren aus dem Mittelmeergebiet zu uns eingewandert. Sie dürfte mittlerweile an geeigneten Gewässern in wärmebegünstigter Klimallage heimisch sein. Die Feuerlibelle wurde im Wenger Moor in hoher Individuendichte beobachtet und als sicher bodenständig eingestuft.

Gemeinsam mit dieser Untersuchung konnten am Wallersee insgesamt 41 Arten nachgewiesen werden. Die zusätzlichen Daten stammen zum Teil von CHARWAT (1955), LÖDL (1976), HOFFMANN (1949) und WAUBKE & SCHWARZ (1996). Hierbei ist allerdings zu bemerken, dass vor allem bei den älteren

## 4.2 Libellenzönosen

Die Ergebnisse der „recurrent groups“ und der Clusteranalyse unterscheiden ganz klar drei im Untersuchungsgebiet vorkommende Zönosen, wobei hier erwähnt werden sollte, dass es sich bei beiden Methoden um eine rein statistische Zuordnung handelt und die Häufigkeit der vorkommenden Arten vollkommen unberücksichtigt bleibt. Bereits erwähnt wurde auch, dass bei der Methode nach FAGER (1957) die an weniger Probeflächen vorkommenden Arten keine positiven Affinitäten aufweisen.

Am Wallersee lässt sich im Bereich der sehr dichten Schilfgürtel eine Zönose definieren, die durch die Arten *A. parthenope*, *B. pratense*, und *A. mixta* charakterisiert wird. Deren Zönotop wird an den Trumer Seen als dichte Wasserschilfvegetation, die in Landschaft übergeht, beschrieben (LAUTH & WARINGER 2001). Zu diesen Arten zeigen am Wallersee vor allem *E. najas*, *C. aenea* und *S. metallica* Affinitäten. *O. cancellatum* wurde nach FAGER (1957) ganz klar dieser Zönose zugeordnet. Diese Libelle ist allerdings im gesamten Untersuchungsgebiet relativ häufig anzutreffen. Wichtig für diese Art ist das Vorhandensein exponierter Sitzwarten in Form von einzelnen im Wasser stehenden Schilfhalmern oder Binsen. Daher war sie auch in den schütterten Schilf- und Binsenbeständen des Bayerhamer Spitzes am häufigsten anzutreffen.

Als Charakterarten der Schwimmblattzonen mit anschließender Verlandungszone zeigten sich *A. imperator*, *E. najas* und *S. sanguineum*. Diese Odonaten werden auch nach WARINGER (1989), STARK (1976) und JACOB (1969) diesem Zönotop zugeordnet. *A. imperator* war zwar im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen, kam aber an Standorten mit ausgeprägten Schwimmblattbeständen deutlich vermehrt vor. Auch *E. najas* zeigte Präferenzen für diesen Vegetationstyp. Ebenso bestätigen die Untersuchungsergebnisse von 1999 an den in unmittelbarer Nähe des Wallersees liegenden Trumer Seen

Beiträgen oft genauere Fundortangaben fehlen. Auffallend ist nach wie vor das Fehlen von *S. depressiusculum* und *S. pedemontanum*, die von HOFFMANN (1949) als in Zell, Wallersee-Moor vorkommend beschrieben wurden. Diese Odonaten sind auf moorige und versumpfte Flächen spezialisiert. Das Verschwinden dieser Arten ist auf die Trockenlegung der umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen und die wiederholten Seespiegelabsenkungen zurückzuführen. Durch die erfolgte Seespiegelanhebung im Jahr 2000 und die daraus resultierende Wiedervernäsung der umliegenden Feuchtfelder, wäre ein Wiederscheitern dieser Arten zu erwarten.

diese Zönose (LAUTH & WARINGER 2001). Begleitet werden diese Arten oft von *A. grandis*, *E. cyathigerum*, *I. elegans*, *P. pennipes* und *O. cancellatum*. *S. sanguineum* kam im Untersuchungsgebiet oft neben *A. imperator* und *A. grandis* vor. In der Literatur wird sie als Libelle von Gewässern mit gut ausgebildeten Verlandungszonen beschrieben. Dies ist auch der Verbreitungsschwerpunkt, den sie am Wallersee zeigt. Sie war meistens im Bereich vernässter Streuwiesen und im Wenger Moor anzutreffen und wäre auch hier wie an den Trumerseen der *Lestes-Sympetrum*-Zönose (JACOB 1969, STARK 1976, WARINGER 1989) zuzuordnen.

Ebenfalls vorhanden sein dürfte die an den Trumer Seen beschriebene Zönose der vegetationslosen, kiesigen Uferstreifen. *O. forcipatus* konnte regelmäßig am Wehr in der Fischach beobachtet werden und das Südufer des Wallersees weist einige dem Zönotop dieser Arten entsprechenden Uferabschnitte auf.

Im Wenger Moor bestätigt sich ganz klar die von JACOB (1969) als *C. hastulatum*-*L. dubia*-*A. juncea*-Zönose beschriebene Libellengesellschaft. Eine große Präferenz für dieses Zönotop zeigten unter anderem auch *L. quadrimaculata*, *S. danae* und *S. sanguineum*. Regelmäßig angetroffen wurden an den gut besonnten, größeren Moortümpeln auch *C. erythraea*, *E. najas* und *O. cancellatum*. *E. najas* wird in der Literatur meist als Art mit einer ausgeprägten Präferenz für Teiche und Seen mit gut entwickelter Schwimmblattvegetation beschrieben. Im Untersuchungsgebiet wurde sie allerdings auch stetig an den Moortümpeln des Wenger Moores beobachtet, ein Vorkommen das auch von JACOB (1969) bestätigt wird. Ebenfalls in hohen Abundanzen im Wenger Moor kartiert werden konnten *E. cyathigerum* und *C. puella*. Von *C. puella* existiert ein Exuvienfund, der die Entwicklung in diesem Habitat bestätigt. Die beiden Arten dürften sich jedoch vornehmlich im angrenzenden Wallersee entwickeln.

Tab.7 : Vergleich des Artenspektrums der sicher und wahrscheinlich bodenständigen Arten des Wallersee (WS), Seeabfluss der Fischach (F) und des Wenger Moores (WM) in den beiden Untersuchungszeiträumen.

Datenaufnahme	1998	2008	1998	2008	1998	2008
Arten	WS	WS	F	F	WM	WM
<i>C. virgo</i>						x
<i>C. splendens</i>			x			
<i>Lestes sp.</i>					x	
<i>L. sponsa</i>						x
<i>L. virens</i>						x
<i>L. viridis</i>						x
<i>P. pennipes</i>	x	x	x	x	x	x
<i>P. nymphula</i>		x			x	x
<i>I. elegans</i>	x	x	x	x	x	x
<i>E. cyathigerum</i>	x	x	x	x	x	x
<i>C. puella</i>	x	x	x	x	x	x
<i>C. pulchellum</i>	x					
<i>C. hastulatum</i>						x
<i>E. najas</i>	x	x			x	x
<i>N. speciosa</i>						x
<i>B. pratense</i>	x	x				
<i>A. mixta</i>	x	x	x	x		
<i>A. juncea</i>					x	x
<i>A. cyanea</i>	x	x	x	x	x	x
<i>A. grandis</i>	x	x	x	x		
<i>A. imperator</i>	x	x	x	x	x	x
<i>A. parthenope</i>	x	x				
<i>O. forcipatus</i>	x			x		
<i>G. vulgatissimus</i>	x			x		
<i>C. aenea</i>	x	x				
<i>S. flavomaculata</i>				x	x	
<i>S. metallina</i>	x	x	x			
<i>L. quadrimaculata</i>	x	x			x	x

<i>O. cancellatum</i>	x	x		x	x	x
<i>C. erythraea</i>						x
<i>S. vulgatum</i>		x	x	x	x	x
<i>S. flavolum</i>		x				
<i>S. sanguineum</i>	x	x	x	x	x	x
<i>S. danae</i>		x			x	x
<i>L. dubia</i>					x	x
Gesamtartenzahl	19	20	12	14	17	22

LANDMANN et al. (2005) beschreiben, bezogen auf die Odonatenfauna Tirols, Charakter- und wichtige Begleitarten für einen gesamten Biotopkomplex. Der Lebensraumtyp eines größeren, strukturreichen Stillgewässers, das auch oft größere Schwimm- und Tauchblattbestände aufweist, mit Zu- oder Abfluss und/oder angrenzendem Verlandungsmoor entspricht etwa dem Untersuchungsgebiet. Insgesamt werden von den Autoren 13 Charakter- und 18 Begleitarten für diesen Biotopkomplex genannt. Bei einigen dieser Odonaten handelt es sich um boreoalpine Arten, vorwiegend Moorlibellen, die bei uns hauptsächlich in der Alpinstufe zu finden sind. Ansonsten decken sich die beschriebenen Arten bis auf wenige mit den im Untersuchungsgebiet stetig vorkommenden Odonaten. Ausnahmen sind *S. fonscolombi*, eine Libelle des Mittelmeerraumes, die vorwiegend Kiesgrubentümpel besiedelt - diese Art könnte allerdings am Südufer des Wallersee vorkommen, welches in diese Untersuchung nicht mit einbezogen wurde - und *C. hylas*, die österreichweit nur im Lechtal und Oberinntal heimisch ist. Der Wallersee und das angrenzende Wenger Moor können somit mit insgesamt 32 Arten als sehr artenreich beschrieben werden.

## 5. Vergleich der Ergebnisse von 1998 und 2009

### 5.1 Der Wallersee

Die Seespiegelanhebung verursachte eine deutliche Veränderung der Odonatenfauna der Uferzonen des Wallersee.

So wurde die Zönose vegetationsloser, kiesiger Uferstreifen durch die Anhebung des Wasserspiegels zurückgedrängt, da ihre Lebensräume zum Teil überflutet wurden. Hierbei handelt es sich um eine eigentliche Fließwassergesellschaft (JACOB 1969), die auch an kiesigen Brandungsufeln eutropher Seen ihr Vorkommen hat. *O. forcipatus* und *G. vulgatissimus*, wanderten nach der Seewasserspiegelanhebung aus den untersuchten Uferzonen des Wallersee ab, konnten aber dafür im Bereich des Wehrs an der Fischach beobachtet werden (Tab. 7). Von *G. vulgatissimus* existiert nur ein Exuvienfund.

Die *Lestes-Sympetrum*-Zönose ist derzeit noch sehr schwach ausgeprägt vorhanden. Das Zönotop wird als eutrophe Gewässer mit breitem und gut ausgebildetem Verlandungsgürtel (JACOB 1969, LAUTH & WARINGER 1999, STARK 1976, WARINGER 1989) bzw. Stillwasserbereiche von langsam strömenden Gewässern mit dichtem Uferrohricht oder breiten Hochstaudenfluren sowie mit Totholz im Wasser (WARINGER 1989) beschrieben. Die Leitarten dieser Zönose (*L. quadrimaculata*, *S. vulgatum*, *S. sanguineum* und *S. danae*) sind alle im Untersuchungsgebiet anzutreffen. Allerdings bis auf *S. sanguineum* nur in sehr geringen Abundanzen und nur an sehr wenigen Probenflächen, wie dem Fischtaginger Spitz und im Bereich des Bayerhamer Spitzes. Als sehr positiv bemerkt werden kann allerdings, dass sowohl *S. danae*

als auch *S. flaveolum* im Gegensatz zu 1998 wieder im Untersuchungsgebiet beobachtet werden konnten. Beides Arten, die sehr sensibel auf eine Absenkung des Grundwasserspiegels reagieren. *S. danae* zeigt Präferenzen für saure Sümpfe und Moorrandzonen, was auch im Untersuchungsgebiet sehr deutlich zu sehen war, da sie vor allem in der Uferzone zwischen der Mündung des Wallerbaches und Altbaches zu beobachten war, welche direkt an das Wenger Moor grenzt. *C. puella*, die zu den Begleitarten dieser Zönose gezählt wird, wurde vor Anhebung des Seewasserspiegels nur vereinzelt am Fischtaginger Spitz beobachtet. In diesem Untersuchungsjahr war sie wesentlich häufiger zu sehen (siehe auch Tab. 4). Auch konnte erstmals *S. flavomaculata*, die Gefleckte Smaragdlibelle, am Wallersee beobachtet werden. Eine Art, die den Begleitarten dieser Zönose zugeordnet werden kann. Flach überstaute Verlandungszonen von Seen oder Weihern bilden ihr bevorzugtes Habitat. Diese Libelle war ausnahmslos im Bereich des Ausflusses der Fischach entlang des Fischtaginger Spitzes zu sehen. Auch in Tirol wurde sie an Seen, an denen sie regelmäßig vorkommt, ebenso an den Seeabflüssen beobachtet (LANDMANN et al., 2005). Es zeigte sich bei der *Erythronia-Anax imperator*-Zönose, deren Zönotop gut strukturierte Uferberei-

## 5.2 Wenger Moor

Die Erfassung der Arten des Wenger Moores erfolgte 1998 stichprobenartig im gesamten Mooregebiet. Es wurden an optimalen Tagen Begehungen gemacht, um möglichst das gesamte Artenspektrum zu erfassen. WAUBKE & SCHWARZ haben 1996 eine Kartierung durchgeführt, die zusätzlich zu den 1998 erhobenen Daten als Vergleichsmaterial herangezogen wird. Untersucht wurden von den Autoren die seenahe Teile des Wenger Moores, unter anderem auch ein Moortümpel durchsetzt mit Torfmoos, Seggen und Wollgras, der im Sommer teilweise trocken fiel, sowie der Waller- und der Altbach.

Insgesamt wurden vor der Wiedervernässung im Wenger Moor und an den beiden angrenzenden Fließgewässern 21 Arten kartiert, davon können 17 Arten als sicher oder wahrscheinlich bodenständig eingestuft werden (Tab. 6). Die Arten *O. forcipatus* und *C. splendens* wurden mehrfach am Altbach beobachtet, an dem sie auch sicher bodenständig sind. Und bei der von WAUBKE & SCHWARZ (1996) beobachteten Art *A. affinis* handelt es sich um einen Irrgast, eine wanderfreudige Art aus dem Mittelmeergebiet, die bei uns nicht auf Dauer bodenständig ist. Diese Arten wurden somit nicht in die Liste, der wahrscheinlich oder sicher bodenständigen Arten des Wenger Moores aufgenommen. Am Wenger Moor wurde im Vergleich zum Wallersee und zur Fischach die größte

Artenzahl mit ausgeprägten Schwimmblattzonen oder ausreichend vorhandenen submersen Makrophyten, die bis an die Wasseroberfläche reichen (JACOB 1969, LAUTH & WARINGER 2001, STARK 1976, WARINGER 1989) sowie der *Brachytron-Anax parthenope*-Zönose, welche hohe Präferenzen für dichte Wasserschilfvegetation aufweist, ein Anstieg der Häufigkeit vor allem von *E. najas* und *B. pratense*.

*O. cancellatum* war im Untersuchungsgebiet an fast allen Probeflächen anzutreffen, zeigte jedoch eine hohe Affinität zur *Brachytron-Anax parthenope* - Zönose, der sie auch an den Trumer Seen als Begleitart zugeordnet wurde. Auffallend ist jedoch, dass sie in geringeren Abundanzen auftrat als vor Anhebung des Seewasserspiegels. Im Gegensatz zum Untersuchungsjahr 1998, in dem der Große Blaupfeil an allen Probeflächen in die Abundanzklassen III und IV eingestuft wurde, war er diesmal nur am Bayerhamer Spitz entlang der schütterten Schilf- und Binsenbestände in größerer Abundanz (Klasse III) anzutreffen. Ein Grund hierfür könnte die zunehmende Verdichtung des Schilfgürtels sein. *O. cancellatum* ist kein sehr ausdauernder Flieger. Sie zeigt eine Vorliebe für locker im Wasser stehende Schilf- und Binsenstängel, die sie als Sitzwarte nutzt.

Artenzunahme verzeichnet. Es wurden um 5 Arten mehr kartiert als vor der erfolgten Wiedervernässung (Tab. 6). Hierbei handelt es sich vor allem um äußerst stenöke Arten mit sehr spezifischen Habitatansprüchen, bei denen es sich meist auch um Rote-Liste-Arten handelt (siehe auch Tab. 5). So stellt zum Beispiel für *N. speciosa* ein längeres Austrocknen der Moorschlenken eine große Gefahr dar. Sie reagiert sehr sensibel auf Absenkung des Grundwasserspiegels und Entwässerung. Ein weiterer deutlicher Hinweis auf die Wiedervernässung des Moores zeigt sich auch anhand der Besiedlung durch die Lestiden. Es konnten 3 Arten dieser Gattung beobachtet werden (Tab. 2). Allerdings nur in sehr geringen Abundanzen. Regelmäßig und in hohen Abundanzen, allerdings an nur einer der näher untersuchten Probeflächen, konnte erstmals *C. erythrea*, die Feuerlibelle, im Wenger Moor beobachtet werden. Sie patrouillierte entlang der Uferzonen des sonnenexponierten Moortümpels der Probefläche W4. Die Feuerlibelle ist kein sehr ausdauernder Flieger. Aus dem Wasser ragende Totholzstücke und Seggen dienen ihr als Sitzwarten.

Im Wenger Moor konnte die von JACOB (1969) als *C. bastulatum* - *L. dubia* - *A. juncea* - Zönose beschriebene Libellengesellschaft bestätigt werden. Die Leitarten konnten regelmäßig in mittleren bis großen Abundanzen kartiert werden. Die Individuendichte

von *A. juncea* nahm deutlich zu, was auf eine Erholung der Torfmoosbestände hinweist, da die Torf-Mosaikjungfer, wie schon ihr Name sagt, vor allem im Flachland eine deutliche Präferenz für sphagnenreiche Moore zeigt. *C. bastulatum* ist ebenso wie *A. juncea* eine typische Moorlibelle. Sie konnte 1998

nicht im Untersuchungsgebiet beobachtet werden. Es dürfte sich jedoch seit der Wiedervernässung eine stabile Population entwickelt haben, da in dieser Untersuchungsperiode eine größere Individuenanzahl verzeichnet werden konnte.

### 5.3 Vergleichende Betrachtung der Entwicklung der Odonatenfauna und der Makrophyten im Bereich ausgewählter Uferzonen des Wallersees

An sieben Transekten des Wallersees erfolgte 1993 eine Vermessung der seeseitigen Außengrenze der emersen Schilf- und Binsenbestände. 2007 wurde diese nochmals vermessen um die flächenmäßige Entwicklung der Makrophytenbestände aufzeigen zu können. Die Ergebnisse sind in Abb. 6 dargestellt.

Vier dieser Transekte wurden auf ihre Entwicklung bezüglich Ausbreitung der Makrophytenbestände und Artenanzahl der Odonaten genauer betrachtet. Es handelt sich hierbei um die Probeflächen P3 (Seeufer des Wallersees entlang des Wenger Moores), P6 und P7 (Bayerhamer Spitz) und P9 (Fischtaginger Spitz).

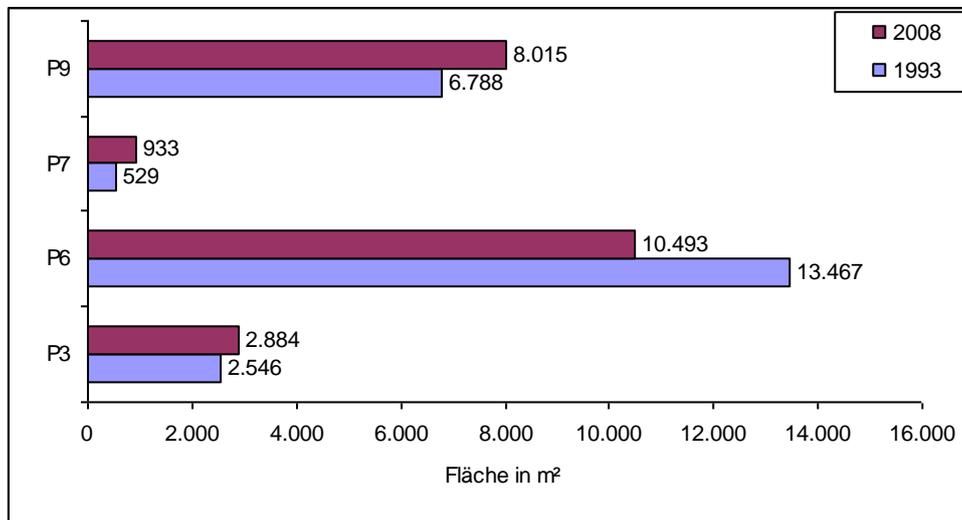


Abb. 6: Seeseitige Flächenbilanzierung und Vergleich des Schilfbestandes der Aufnahme von 1993 und 2007

Fast alle Probeflächen zeigen eine Zunahme der Areale mit Schilf- und Binsenbewuchs. Nur bei P6 war eine deutliche Verkleinerung um 28 % feststellbar. Dies ist allerdings auf die unterschiedliche Methodik der Aufnahme von 1993 und 2007 zurückzuführen, da die Vegetation in diesem Bereich sehr zerklüftet und teilweise zu Einzelhalmen aufgelöst ist, was eine Abgrenzung der Bestände sehr erschwert (JÄGER et al., 2011).

Betrachtet man die Entwicklung der Odonatenfauna an diesen vier ausgewählten Probeflächen, dargestellt in Abbildung 7, so ist auch hier eine deutliche Zunahme erkennbar. Vor allem im Bereich des Bayerh-

amer Spitzes an den Probeflächen P6 und P7 zeigte sich ein deutlicher Anstieg von bis zu 50 % der in diesem Gebiet als bodenständig erkannten Arten, was auf den Strukturreichtum und die durch die Anhebung des Seewasserspiegels wiedererstarbten Vegetationseinheiten dieser Uferzone zurückzuführen ist. Hier wechseln sich lockere und dichte Vegetationseinheiten ab. Wesentlich für die Artenvielfalt ist hier sicherlich auch der ausgeprägte Schwimmblattgürtel entlang dieser Uferzone, der sich ebenso wie die Schilf- und Binsenbestände nach Anhebung des Wasserspiegels wieder gut erholt hat.

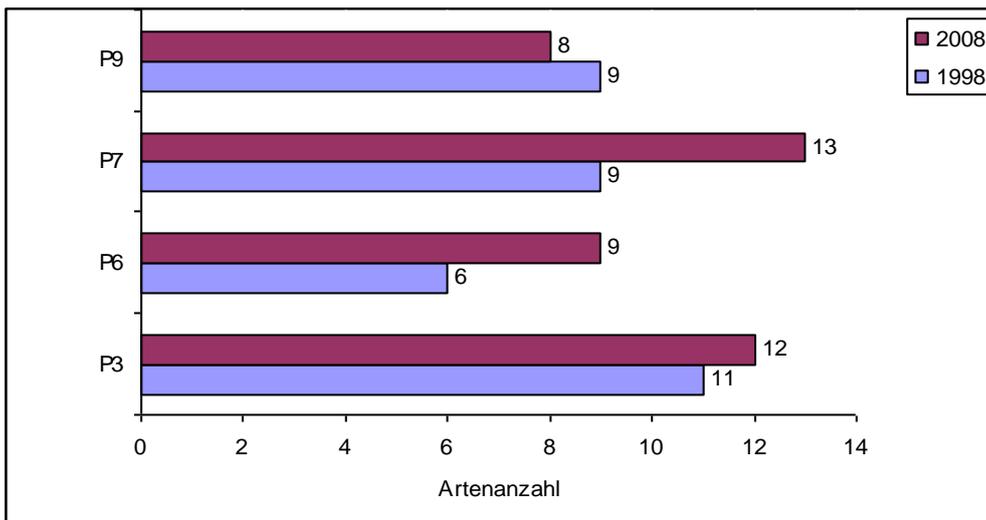


Abb. 7: Entwicklung der Artenanzahl von 1998 bis 2008

Ein Vergleich der Entwicklung der Makrophytenbestände und Odonatenfauna von 1993 bis 2008, dargestellt in Abbildung 8, spricht für sich. Einzig die Ergebnisse der Probestfläche P6 weisen in die entgegengesetzte Richtung. Der Grund hierfür, liegt aber, wie bereits angesprochen, in den unterschiedlichen Kartierungsmethoden der Makrophytenbestände der einzelnen Untersuchungsjahre.

Ab dem Jahr 2001 wurde bei der Aufnahme der emersen Makrophytenbestände des Wallersees zwischen den Bestandsklassen dichter und lockerer Bestand unterschieden. Die Makrophytenbestände haben sich in ihrer Ausdehnung kaum verändert. Aller-

dings in ihrer Zusammensetzung der Bestandsklassen. Die Jahre 2001 und 2007 zeigen im Vergleich eine deutliche Zunahme der Klasse „dichter Schilfbestand“ und eine sehr starke Abnahme der Klasse „lockerer Schilfbestand“ (JÄGER et al., 2011). Auch die Schwimmblattzonen haben sich in ihrer Ausdehnung kaum verändert. Die Pflanzen sind aber durch den höheren Wasserstand und geringeren Wellenschlag wieder stärker und robuster geworden. Die Auswirkungen auf die Odonatenfauna wurden bereits in Kap. 5.1 diskutiert.

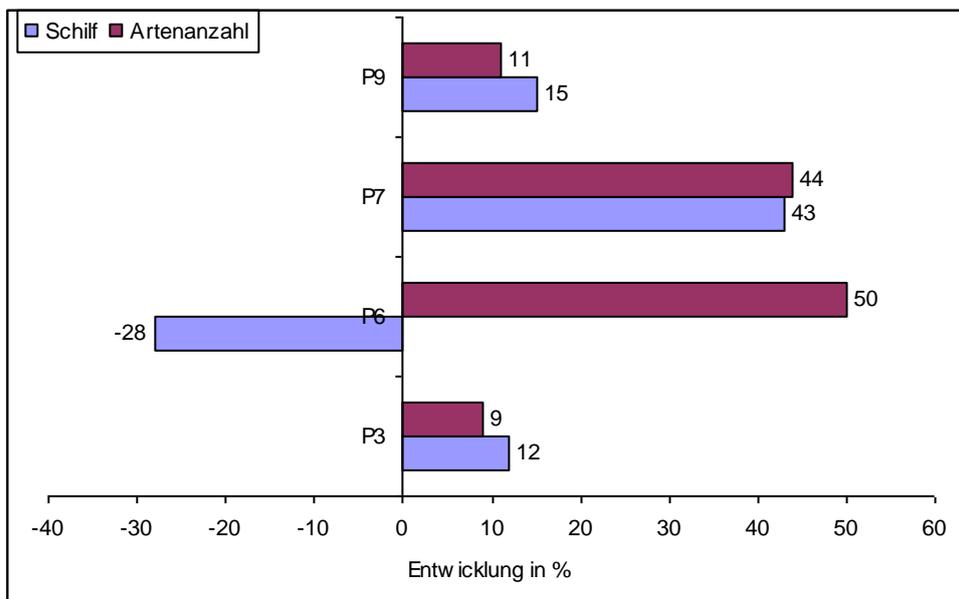


Abb. 8: Prozentueller Vergleich der flächenmäßigen Entwicklung des seeseitigen Schilfgürtels und der Artenanzahl der Odonaten von 1993 bis 2008.

## 5.4 Zusammenfassende Diskussion

Vorwegnehmend ist darauf hinzuweisen, dass 2008 kein optimales Libellenjahr war. Das Frühjahr war sehr trocken und warm, was zu einem sehr niedrigen Wasserspiegel führte. Eine Schlechtwetterphase Mitte August, mit zum Teil sehr niedrigen Tagestemperaturen und starken Regenfällen reduzierte die Populationen merklich. Sie erholten sich langsam wieder. Aber schlechtes und sehr kaltes Wetter im September führte zum endgültigen Zusammenbruch der Populationen. Im Oktober konnten trotz sehr stabiler Warmwetterphase bis fast Mitte November kaum mehr Individuen kartiert werden. Die Hauptflugzeit der Hochsommerarten reicht von August bis September, zu denen zählt zum Beispiel auch *S. flavomaculata*, sowie die Spätsommer- und Herbstarten, wie die meisten *Aeshniden*- und *Sympetrum*-Arten. Bei all diesen Libellen handelt es sich um stenöke Arten, die aufgrund ihrer speziellen Anforderungen sehr sensibel auf Veränderungen reagieren und die meist auch in den Roten Listen angeführt sind. Viele dieser Arten konnten nur vereinzelt oder in sehr geringen Abundanz kartiert werden.

Grundsätzlich zeigt sich sowohl am Wallersee als auch im Wenger Moor ein Trend in Richtung Besiedlung der wiedervernässten Flächen. So konnten einige Arten, die aufgrund der Seespiegelabsenkungen und Entwässerung, der an den See angrenzenden Flächen, verschwunden sind, wieder kartiert werden; zwar teilweise nur in geringen Abundanz, was aber auf die Schlechtwetterphase im Herbst zurückgeführt werden kann. Im Übrigen existieren einerseits Exuvienfunde, die die Bodenständigkeit der Libellen belegen, und andererseits können die vorkommenden Arten aufgrund ihrer Habitatpräferenzen im Untersuchungsgebiet als wahrscheinlich bodenständig eingestuft werden. Dazu zählen unter anderem *S. flavomaculata*, *S. depressisculum*, *S. flaveolum* und *S. pedemontanum* (LANDMANN et al., 2005). *S. flavomaculata* und *S. flaveolum* konnten vereinzelt am Wallersee wieder beobachtet werden. Von WAUBKE & SCHWARZ (1996) liegt ein Nachweis von *S. flaveolum* im Nordostteil des Bayerhamer Spitzes vor. Letzte Beobachtungen von *S. depressisculum* und *S. pedemontanum* in Zell am Wallersee liegen von Hoffmann (1949) vor. Ein Wiedererscheinen dieser Arten bei ausreichender Vernässung der umliegenden Streuwiesen wäre zu erwarten.

Auch die Erholung des Röhrichtgürtels und der Schwimmblattzonen der nördlichen Uferbereiche des Wallersees lässt sich anhand der Odonatenfauna sehr gut dokumentieren (siehe auch Kap. 5.3). Die Veränderung des Wellenklimas durch die Wasserspiegelanhebung führte bereits nach 8 Jahren zu einer Erstarung der ausgedünnten Schilfbestände. Es kommt zu einem kräftigen Neuaustrieb in den ehemals schwebenden Wurzelbänken. Auch die Teichrosen (*Nymphaea lutea*), die durch den niedrigen Wasserstand den Wellen viel stärker ausgesetzt waren und deren Blätter bereits über der Wasseroberfläche standen, erholen sich wieder (JÄGER 2013), was sich hinsichtlich der Odonatenfauna, vor allem in den erhöhten Abundanz von *E. najas* widerspiegelt.

Viele Faktoren nehmen Einfluss auf die Wiederbesiedlung eines Lebensraumes. Nicht nur die Struktur und Gestaltung der Gewässerufer sind von Bedeutung. Ein wesentlicher Faktor ist auch die Möglichkeit eines Individuenaustausches zwischen Populationen benachbarter Gewässer. Oft ist dieser aufgrund angrenzender intensiver Landwirtschaft, Siedlungen oder Verkehrsflächen nicht oder nur sehr schwer möglich. Dies betrifft natürlich auch Unterbrechungen der natürlichen Uferstruktur durch Verbauungen, Uferbefestigungen und dergleichen. Weiters wäre zu bemerken, dass die Dauer des Lebenszyklus bei den Odonaten sehr unterschiedlich ist. Bei Zygopteren dauert die Entwicklung je nach Art 1 – 2 Jahre. Die Anisopteren brauchen wesentlich länger. So benötigen Corduliden 2 bis 3 Jahre und *Aeshna juncea* zum Beispiel sogar 4 Jahre für eine Generation.

Die Bauarbeiten zu beiden Projekten – der Seespiegelanhebung des Wallersees und der Wiedervernässung des Wenger Moores – wurden erst vor wenigen Jahren abgeschlossen, beide Lebensräume befinden sich noch mitten im Sukzessionsstadium. Die Vegetationsveränderung benötigt deutlich mehr Zeit als die Anhebung des Wasserspiegels, vor allem im Hochmoor ist dies ein sehr langsamer Prozess. Was die Entwicklung der Odonaten am Wallersee und im Wenger Moor betrifft, wird es sicher in den nächsten Jahren bzw. Jahrzehnten noch zu einigen Veränderungen kommen. Durch die Seewasserspiegelanhebung und Wiedervernässung des Wenger Moores hat die Entwicklung hin zu einem naturnahen, stabilen Ökosystems begonnen.

## 6. Zitierte und weiterführende Literatur

- ARNOLD A. (1990): Wir beobachten Libellen. - Urania Vlg., Jena/Leipzig, Berlin
- ARNOLD C. (1986): Studie zur vogelkundlichen Situation des Salzburger Vorlandseengebietes. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 297-334
- ASKEW R. R. (1988): The Dragonflies of Europe. - Harley Books, Colchester, 1-291
- BELLMANN H. (1987): Libellen beobachten und bestimmen. - Neumann-Neudamm Vlg., Melsungen, 1-268
- BUCHWALD R. (1991): Libellenfauna und Vegetation - eine Zwischenbilanz bioökologischer Forschung. - Beih. Verh. Ges. Ökol. 2, Freiburg i. Br.: 45-62.
- CHARWAT W. (1955): Zur Libellenfauna von Salzburger Umgebung. - Mitt. naturw. AG Haus der Natur Salzburg, 5. und 6. Jg. 1954/55: 52-55
- CHOVANEC A. (1994): Libellen als Bioindikatoren. - Anax, 1: 1-9
- CHOVANEC A., ENDEL E. (1990): Ökologische Ansprüche von Amphibien und Libellen als Richtlinie für die Planung von Feuchtgebieten. - Landschaft und Stadt, 22: 26-32
- DECAMPS H. (1967): Ecologie des Trichoptères de la Vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). - Annl. Limnol., 3: 399-577
- DONATH H. (1987): Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. - Entom. Nachr. Ber., 32: 213-217
- DREYER W. (1986): Die Libellen. - Hildesheim (Gerstenberg), 1-219
- EISLÖFFEL F. (1989): Verbreitung und Vorkommen der Libellen (Insecta: Odonata) im Regierungsbezirk Koblenz. - Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, 5: 303-561
- FAGER E. W. (1957): Determination and analysis of recurrent groups. - Ecol., 38: 586-595
- FRANKE U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven (Insecta: Odonata). - Stuttg. Beitr. Naturk. (A), 333: 1-17
- FRIESE G. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen in den Einzugsgebieten der Salzburger Alpenvorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 227-264
- HEIDEMANN H., SEIDENBUSCH R. (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs – Handbuch für Exuviansammler. - Verlag Erna Bauer, Keltern, 1-391
- HEINISCH W. (1986): Fischereibiologische Untersuchungen über Laichplätze und Laichverhalten einiger Wallersee-fische. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 409-413
- HOFFMANN E. (1949): Libellen besonders aus Oberösterreich und Salzburg mit kurzen biologischen und morphologischen Angaben. - Naturkundl. Mitt. Oberösterreich, Sonderheft 1949, 1: 15-24
- JACOB U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. - Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden, 2: 197-239
- JÄGER P. (1986): Die Vorlandseen und ihre Einzugsgebiete als Ökosysteme betrachtet (ausgewählte Beispiele). - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 489-497
- JÄGER P. (2013): Ökoton Seeufer. Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 383-415
- JÄGER P., SCHILLINGER I. (in Vorb.): Schmitt'sche Karte von Südwestdeutschland aus 1797, Digitale Aufbereitung der Salzburger Blätter. - Land Salzburg Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 3, 198 Blätter
- JÄGER P., DUMFARTH E., HEBERLING O. (2011): Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 321-382
- JÄGER P., SCHABER P., SCHILLINGER INGRID, DUMFARTH E., SCHWAP A. (2011): Wallersee, Hydromorphologische Seenaufnahme mit Uferzonierung, Schilf und Makrophyten - Land Salzburg Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 7.1, 1 – 47, 60 Karten und Profile
- KRISAI R., FRIESE G. (1986): Aufbau und Genese des Wenger Moores am Wallersee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 335 - 342
- LANDMANN A., LEHMANN G., MUNGENAST F., SONNTAG H. (2005): Die Libellen Tirols. 1 - Berenkamp Buch- und Kunstverlag, Innsbruck, Wien, 1-324
- LAND SALZBURG (1986): „Projekt Vorlandseen“ Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 1-507
- LAUTH E., WARINGER A. (2001): Libellen als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand der Seeufer der Trumerseen. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 95-128 (2015)
- LAUTH E., WINDING N. (1995): Die Libellenfauna des Nationalparks Hohe Tauern: Faunistische und ökologische Analyse in ausgewählten Feuchtgebieten des Salzburger Anteils. - Mitt. Haus der Natur Salzburg, 12: 79-115
- LEHMANN G. (1990): Faunistisch-ökologische Grundlagenstudien an Odonaten (Insecta) im Bezirk Kufstein / Tirol. - Dissertation, Univ. Innsbruck, 1-446
- LÖDL M. (1976): Die Libellenfauna Österreichs. - Linzer biol. Beitr., 8: 135-159
- LORENZ J. R. (1856): Die Moore Salzburgs. - Bericht im Auftrag der Salzburger Handelskammer
- MEIER C. (1989): Die Libellen der Kantone Zürich und Schaffhausen. - Neujahrsblatt Naturforsch. Ges. Schaffhausen, 41: 1-124
- MÜHLENBERG M. (1993): Freilandökologie. - Uni-Taschenbücher 595, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 1- 512
- NÜSS J. H., WENDLER A. (1991): Libellen. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 1. Aufl. Hamburg, 1-129
- PETERS G. (1987): Die Edellibellen Europas. - Die Neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg, 1-140
- RAAB R., CHOVANEC A., PENNERSDORFER J. (2007): Libellen Österreichs. - Springer, Wien, New York, 1- 345
- SCHMIDT E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. - Verh. Deutsch. Zool. Ges., 1983:131-136
- SCHMIDT E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a „representative spectrum of Odonata species (RSO)“. - Odonatologica, 14: 127-133
- SCHMIDT E. (1991): Das Nischenkonzept für die Bioindikation am Beispiel der Libellen. - Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz, 14: 95-117
- SCHORR M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der BRD. - Bilthoven: Ursus (SIO), 1-512
- SCHWEIGER-CHWALA E. (1994): Die Odonatenfauna der Oberen Lobau in Wien. Repräsentative Artenspektren und Zönosen ausgewählter Gewässerabschnitte. - Dissertation, Universität Wien, 1-176
- SCHWERDTFEGER F. (1975): Ökologie der Tiere. - Band III: Synökologie. - Paul Parey, Hamburg, Berlin, 1-451
- STARK W. (1976): Die Libellen der Steiermark und des Neusiedlerseegebietes in monographischer Sicht. - Dissertation, Universität Graz, 1-186
- STERNBERG K., BUCHWALD R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. - Band 2, Ulmer, Stuttgart, 1-712

- STOBBE H. (1987): Bestimmungsschlüssel für Libellen. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN), 13. Aufl., Hamburg, 1-50
- SZCZESNY B. (1986): Caddisflies (Trichoptera) of running waters in the Polish North Carpathians. - Acta Zool. Cracov., 29: 501-586
- WARINGER J. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). - Natur und Landschaft 64: 389-392
- WAUBKE M., SCHWARZ M. (1996): Zur Kenntnis der Libellen- und Heuschreckenfauna in drei Naturschutzgebieten am Wallersee: Fischtaginger Spitz, Bayerhamer Spitz und Wenger Moor (Salzburg, Österreich). - Linzer biol. Beiträge, 28: 425-436
- WIESER A. (1995): Analyse und Klassifikation von Struktur und Zustand der Schilfbestände am Wallersee. – Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, 1-170
- WILDERMUTH H., SCHIESS H. (1983): Die Bedeutung praktischer Naturschutzmaßnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. - Odonatologica 12, Teil 1: 345-366

Zitiervorschlag:

- LAUTH E. (2015): Sukzessionsstudie der Uferzonen des Wallersees und des Wenger Moores am Beispiel der Odonatenfauna. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 129-150 (2015)

Anschrift der Verfasserin:

Mag. Elke LAUTH  
Hinterbuch 26  
5163 Perwang  
Österreich

# Die Fischfauna der Trumer Seen

Regina PETZ-GLECHNER  
(2001)

Mit 3 Tabellen und 5 Abbildungen im Text

## Zusammenfassung

Es wird die historische Situation (1859-1937) der Fischgesellschaft der Trumer Seen zur jetzigen Situation diskutiert und entsprechend dem Gewässertyp rekonstruiert. Historisch wurden 13 autochthone Fischarten nachgewiesen, die sich auch in der Gegenwart noch in den Seen finden. Aufgrund von Besatzmaßnahmen und dem unbedachten Aussetzen von Aquarienfischen wurden zusätzlich vier Arten eingebürgert, sodass aktuell 17 Arten in den drei Seen vorkommen. Die wichtigsten Fischarten werden ausführlich hinsichtlich Laichzeit und der Laichplätze behandelt.

## GLIEDERUNG

1. HISTORISCHE SITUATION.....	151
2. REKONSTRUKTION DER FISCHFAUNA AUS DEM GEWÄSSERTYP .....	152
3. AKTUELLE FISCHFAUNA DER TRUMER SEEN .....	153
3.1 Fischarten .....	153
3.2 Krebse .....	153
4. GEGENÜBERSTELLUNG VON HISTORISCHER UND AKTUELLER SITUATION .....	153
5. LAICHZEITEN UND LAICHPLÄTZE DER WICHTIGSTEN FISCHARTEN DER TRUMER SEEN .....	154
6. LITERATUR .....	161

## 1. Historische Situation

Rekonstruktion der Fischfauna aus historischen Quellen:

Die Angaben über die historische Situation der Fischfauna stammen aus: ZETTER (1859), KOLLMANN (1898), SALZBURGER FISCHEREIKATASTER (1904), HAEMPEL (1930), FREUDLSPERGER (1915, 1936, 1937) und HOLZINGER (1936). Die Angaben von KOLLMANN (1898) wurden aus JÄGER & SCHILLINGER (1988) übernommen. Die Recherchen von FREUDLSPERGER (1936) reichen in die Zeit vom 16. bis zum 18. Jahrhundert. Er führt aber nur die wichtigsten (Nutz-)Fischarten der Trumer Seen an.

Folgende Fischarten werden angegeben: Seeforelle (Lachsforelle), Reinanke, Hecht, Rotaugen, Hasel, Aitel, Rotfeder, Schied, Schleie, Nase, Barbe, Laube, Brachsen, Karpfen, Waller, Flussbarsch, Zander, Aalrutte, Koppe. Außerdem wird in mehreren Quellen ein Krebsvorkommen (Edelkrebs, *Astacus astacus*) erwähnt.

Karpfen und Zander sind ursprünglich allochthone Arten (siehe auch GASSNER et al., 2000). Es ist allerdings bekannt, dass der Karpfen bereits im Mittelalter nach Österreich (ausgenommen Donauform) einge-

führt wurde und vor allem Dank der Klöster weit verbreitet wurde. Der Zander kam etwas später in unsere Breiten, dürfte jedoch ebenfalls mindestens ab dem Beginn des 19. Jahrhunderts in Salzburg angesiedelt worden sein (siehe unten). Die Rotfeder wird in älterer Literatur nicht direkt angeführt. HAEMPEL (1930) führt als Artbezeichnung das Rotaugen an, verwendet aber den wissenschaftlichen Namen der Rotfeder, *Scardinius erythrophthalmus*. Da der Rotfeder nur geringe wirtschaftliche Bedeutung zukommt, ihr Bestand also nicht besetzt wurde, ist ein autochthones Vorkommen in den Trumer Seen als sicher anzusehen.

Erstaunlich ist die Angabe des Vorkommens des Schieds (Rapfen), einer räuberischen Cyprinidenart, in den Trumer Seen (KOLLMANN 1898, in: JÄGER & SCHILLINGER 1988). Der Schied ist eigentlich eine Fließwasser-Art. Doch schreibt auch ZETTER (1859), dass der Schied in Salzburger Seen vorkommt. Auch die Cypriniden Barbe und Nase sind eigentlich Fließwasserformen. Vermutlich handelte es sich um ein Vorkommen in Zu- und Abflüssen. Das dürfte auch für die Koppe zutreffen.

Tab. 1: Fischarten der Trumer Seen nach älterer Literatur

Familie	Fischart	Wiss. Bezeichnung	Quelle
Salmonidae			
	Lachsforelle		SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HOLZINGER 1936
	Seeforelle, Lachsforelle	<i>Trutta lacustris salmo</i>	KOLLMANN 1898 (nicht im Grabensee), FREUDLSPERGER 1936
Coregonidae	Reinanken	<i>Coregonus wartmanni</i>	HAEMPEL 1930
	Rheinanke	???	SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HOLZINGER 1936, FREUDLSPERGER 1936
	Rheinanke	<i>Coregonus fera</i>	KOLLMANN 1898
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i>	KOLLMANN 1898, HAEMPEL 1930, HOLZINGER 1936
Cyprinidae	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	KOLLMANN 1898 (nicht im Grabensee), SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930, HOLZINGER 1936
	Brachsen	<i>Abramis brama</i>	KOLLMANN 1898, SALZB. FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930, HOLZINGER 1936, FREUDLSPERGER 1936
	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930, HOLZINGER 1936
	Hasel	<i>Squalius leuciscus</i>	KOLLMANN 1898
	Hasel		SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904
	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	KOLLMANN 1898, SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930, HOLZINGER, 1936
	Laube	<i>Alburno lucidus</i>	KOLLMANN 1898 (nur Obertrumer See)
	Rotauge	<i>Leuciscus rutilus</i>	KOLLMANN 1898
	Rotauge		SALZB. FISCHEREIKATASTER 1904
	Rotauge	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	HAEMPEL 1930
	Schied	<i>Aspius rapax</i>	KOLLMANN 1898
	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	KOLLMANN 1898
	Barbe		SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904
	Barbe	<i>Barbus fluviatilis</i>	KOLLMANN 1898
Percidae	Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	KOLLMANN 1898 (NICHT IM GRABENSEE), SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930
	Zander	<i>Lucioperca sandra</i>	KOLLMANN 1898, SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904
Siluridae	Wels, Waller	<i>Silurus glanis</i>	KOLLMANN 1898 (nicht im Grabensee); SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930, HOLZINGER 1936, FREUDLSPERGER 1936
Gadidae	Aalrutte	<i>Lota vulgaris</i>	KOLLMANN 1898, SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, HAEMPEL 1930
Cottidae	Koppe	<i>Cottus gobio</i>	KOLLMANN 1898
Familie	Art	Wiss. Bezeichnung	Quelle
	Krebse		SALZBURGER FISCHEREIKATASTER 1904, FREUDLSPERGER 1936

HAEMPEL (1930) gibt an, dass die Trumer Seen dem Typ des Zandersees zuzuordnen wären und bereits ein Übergang zu Cyprinidenseen zu bemerken sei. Dabei bemerkt er, dass der Zander in den Seen noch gar nicht vorkommt und eine Einbürgerung "daher sehr am Platze" wäre. Aber schon in KOLLMANN (1898; in JÄGER & SCHILLINGER 1988) ist der Zander für alle drei Trumer Seen angeführt. Und auch im SALZBURGER FISCHEREIKATASTER aus dem Jahr 1904 ist der "Schiel" (= Zander, Schill) für die Trumer Seen ange-

führt. Vom Zander schreibt auch FREUDLSPERGER (1915), dass er durch böhmische Händler eingeführt wurde und zuerst in Weiher und im Wallersee (siehe auch ZETTER 1859) besetzt wurde. FREUDLSPERGER (1937) führt in einer Liste der Fischarten, die ans Hof-fischhaus geliefert wurden, den Zander ("Meerpersch", Schill) bereits für das Jahr 1804 an, allerdings ohne Angabe des Gewässers. Man kann aber davon ausgehen, dass der Zander 1804 bereits in Salzburg eingebürgert war.

## 2. Rekonstruktion der Fischfauna aus dem Gewässertyp

Für stehende Gewässer ist eine Klassifizierung anhand der Fischfauna schwierig. Neben dem Trophiegrad sind die Gestalt des Wasserkörpers, die mittlere Wassertiefe, die Ausdehnung des Unterwasser liegenden Makrophytengürtels und die Ausprägung des Uferbereichs und der Überschwemmungsgebiete wichtige Kriterien (ZINTZ et al., 1990). Dazu kommen anthropogene Einflüsse, die das ursprüngliche Bild stark verändern können. Umgekehrt ist auch die Rekonstruktion der ursprünglichen Fischfauna aus dem Seentyp mit Unsicherheiten verbunden. Man unterscheidet in der Fischereibiologie mehrere Seen-Typen (u. a. KLEE 1991, LIEBMANN 1960, SPINDLER, 1997). Die wichtigsten Seen-Typen sind: Forellensee, Marä-

nen- oder Coregonensee, Tiefer Blei- oder Brachsensee, Flacher Blei- oder Brachsensee, Zandersee und Hecht- oder Schleiensee. Daneben kommen alle Übergänge vor. Grundsätzlich kann man sagen, dass der Anteil der Cyprinidenarten mit dem Trophiegrad steigt (ZINTZ et al., 1990). Gleichzeitig sinkt die Diversität mit zunehmender Eutrophierung, wie HELMINEN et al. (2000) mit Untersuchungen an finnischen Seen belegten.

Die klassische Einteilung in Seentypen ist für eine seriöse Bewertung zumeist zu einfach. Die Trumer Seen sind sowohl historisch als auch aktuell dem Typus des Hechtsees zuzuordnen, wobei als Leitfischart der Hecht auftritt. Daneben sind auch deutliche Charakte-

ristika des Coregonensees vorhanden. Auch Elemente des Zandersees sind noch zu bemerken, die aber mit zunehmender Reoligotrophierung geringer werden. Die einst typischen Hechtseen dürften sich durch die Eutrophierung zunehmend in den Typ der Zanderseen verwandelt haben. Dieser Tatsache wurde auch durch starken Zanderbesatz Rechnung getragen. HAEMPEL (1930) gibt an, dass die Trumer Seen dem Typ des Zandersees zuzuordnen wären und bereits ein

### 3. Aktuelle Fischfauna der Trumer Seen

#### 3.1 Fischarten

Der aktuelle Datensatz wurde über Befragung der Fischereiberechtigten und Bewirtschafter sowie über die Besatz- und Fangdaten ermittelt. Dabei wurden folgende aktuell vorkommende Fischarten für die Trumer Seen bestimmt: Seeforelle (*Salmo trutta* f. *lacustris*), Reinanken (*Coregonus* sp.), Hecht (*Esox lucius*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Aitel (*Leuciscus cephalus*), Schleie (*Tinca tinca*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Laube (*Alburnus alburnus*), Brachse (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Wels (*Silurus glanis*), Aal (*Anguilla anguilla*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Zander (*Sander lucioperca*), Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Aalrutte (*Lota lota*).

Ende der 1990er Jahre tauchte auch der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) im Obertrumer See auf

#### 3.2 Krebse

Früher hatten die Trumer Seen ein reiches Krebsvorkommen. Es handelte sich dabei mit Sicherheit um den heimischen Edelkreb (*Astacus astacus*). Die Aufzeichnungen von FREUDLSPERGER (1937) belegen eindrucksvoll den damaligen Krebsreichtum der Salzburger Seen. So wurden zum Beispiel 1796 u. a. 13.162 Stück Tafelkrebse und 52 ½ Schilling "Suppenkrebse" an das Hoffischhaus geliefert. Durch die Ausbeutung kam es bereits zu einem Rückgang der Krebsbestände. Im SALZBURGER FISCHEREIKATASTER (1904) wird das Krebsvorkommen schon als mittelmäßig bezeichnet. Letztendlich bedeutete aber die Krebspest, die durch den Besatz mit allochthonen Krebsarten noch forciert wurde, das Aus für die heimischen Krebse. Heute

Übergang zu Cyprinidenseen zu bemerken sei. Dieser Trend ist seit der Verbesserung der Wasserqualität wieder rückläufig. Man kann sagen, dass die Trumer Seen bereits jetzt wieder den Status von Hechtseen erreicht haben. Der Bestand an Zandern ist generell in einigen Seen rückläufig (KAPELLER, pers. Mitt.), was vermutlich auf die verbesserten Sichtbedingungen zurückzuführen ist.

(FISCHINGER, pers. Mitt.). Diese asiatische Cyprinidenart dürfte von Angelfischern als Köderfisch verwendet und in den See gesetzt worden sein. Mittlerweile sollen die Blaubandbärblinge wieder aus dem See verschwunden sein und werden daher nicht in der Liste als aktuelle Art geführt.

Alle befragten Fischer gaben einheitlich an, dass in den Trumer Seen keine Kaulbarsche vorkommen. In einzelnen Zuflüssen kommen Bachforelle (*Salmo trutta* f. *farjo*) und Koppe (*Cottus gobio*) vor. Aus den Fangmeldungen geht außerdem hervor, dass die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) in den Seen oder den Zubringern vorkommt.

kommt in den Trumer Seen der Sumpfkrebs oder Galizierkreb (*Astacus leptodactylus*) vor. Der Sumpfkrebs ist zwar eine europäische Krebsart, war aber in Österreich nie heimisch. Das charakteristische Merkmal sind seine langen, schlanken Scheren. Er ist gegen organische Belastung und Sauerstoffmangel viel widerstandsfähiger als der Edelkreb. Gerüchteweise Mitteilungen, dass auch der Signalkreb (*Pacifastacus leniusculus*) in den Trumer Seen vorkommt, sind mit Vorsicht zu behandeln. Da der Signalkreb (amerikanische Krebsart) die Krebspest überträgt, ist ein sympatrisches Vorkommen mit einer für die Krebspest anfälligen Art, nämlich dem Sumpfkreb, extrem unwahrscheinlich.

### 4. Gegenüberstellung von historischer und aktueller Situation

Tabelle 2 zeigt eine Gegenüberstellung von historischer und aktueller Fischfauna. Schied (Rapfen), Barbe und Nase sind eigentlich Fließwasser-Formen. Der historische Nachweis bezieht sich sicherlich auf Vorkommen in Zu- und Abflüssen. Die Barbe kommt noch heute im oberösterreichischen Oberlauf der Mattig vor (PETZ-GLECHNER 1998). Der Bestand ist aber durch Fischaufstiegshindernisse vom Grabensee abgeschnitten. Nase und Schied sind im Bereich der Trumer Seen

verschollen. Als Flussfischarten fließen diese drei Arten aber nicht in die Wertung ein. Die Koppe lebt in den Zu- und Abflüssen der Seen. Ein Vorkommen ist sicher auch heute gegeben, obwohl dazu keine Angaben vorhanden sind.

Insgesamt sind 13 Fischarten in den Trumer Seen autochthon. Heute kommen 17 Arten vor. Von den ursprünglichen 13 Arten ist keine Art verschwunden, obwohl Veränderungen in der Bestandsgröße (z. B.

Seeforelle) vorliegen. Genauere Aussagen über Veränderungen außerhalb des Arteninventars sind mit vorliegender Untersuchung nicht haltbar. Die vier allochthonen Arten (Karpfen, Zander, Aal, Sonnenbarsch) wurden durch Besatz eingebracht, wobei die ersten beiden schon sehr lange eingebürgert sind. Sie werden auch in der zitierten historischen Literatur über die Trumer

Seen geführt. Aale waren im 20. Jahrhundert beliebte Besatzfische, bevor man ihre Schädlichkeit für das Ökosystem, insbesondere für die Krebsbestände erkannte. Die Herkunft der Sonnenbarsche ist ungewiss. Die Möglichkeiten sind unbeabsichtigtes Einbringen mit Besatz, wahrscheinlich aber gezieltes Aussetzen durch Aquarianer.

Tab. 2: Gegenüberstellung von historischer und aktueller Fischfauna

Fischart	Historisch	aktuell	Leitart	tyspezifische Art		Reproduktion
				See	Zubringer	
Seeforelle	+	+		+	Z	NR? / B
Reinanke	+	+	+	+		NR / B
Hecht	+	+	+	+		NR / B
Rotaugen	+	+		+		NR
Hasel	+	+		-	Z	NR
Aitel	+	+		-	Z	NR
Rotfeder	+	+		+		NR
Schleie	+	+		+		NR
Laube	+	+		+		NR
Brachsen	+	+		+		NR
Karpfen	+	+		-		NR / B
Waller	+	+		+		NR / B
Aal	-	+		-		B*
Flussbarsch	+	+		+		NR
Zander	+	+		-		NR / B
Sonnenbarsch	-	+		-		?
Aalrutte	+	+		+		NR
	13 Arten	17 Arten	2 Arten	11 Arten	3 Arten	

\* ... In den Trumer Seen wurde in letzter Zeit kein Aalbesatz mehr durchgeführt.

Z ... Lebensraum und/oder Laichplatz nur an den Zu- und Abflüssen der Seen.

NR ... Natürliche Reproduktion.

B ... Besatz. Die Fischart wird besetzt.

NR/B ... Neben natürlicher Reproduktion werden (oder wurden in den letzten Jahren) Besatzmaßnahmen durchgeführt.

## 5. Laichzeiten und Laichplätze der wichtigsten Fischarten der Trumer Seen

Im Folgenden werden die einzelnen Fischarten der Trumer Seen aufgelistet und, getrennt nach Laichzeit und Laichplätzen, ihre Situation an den Trumer Seen beschrieben. Um das Laichgeschäft weitgehend störungsfrei zu halten, sind an den drei Seen Laichschongebiete ausgewiesen (Abb. 1).



Abb. 1: Laichschongebiete der Trumer Seen

### Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris* L.)

Die Seeforelle ist in den Trumer Seen eine autochthone Art. Durch die Eutrophierung ist der Bestand dieser Salmonidenart, die auf Verschmutzung und Sauerstoffmangel sehr sensibel reagiert, stark zurückgegangen. Dazu kommt, dass die Seeforelle, in einem Maß wie keine andere Fischart, auf Zuflüsse mit kiesigem Substrat als Laichplatz angewiesen ist. Besatzmaßnahmen waren daher nur mäßig erfolgreich. Im Grabensee scheiterte der Besatz völlig. Die Seeforellen konnten sich im See nicht halten und wanderten ab.

Die heutige Situation im Mattsee und auch im Obertrumer See lässt hoffen, dass sich die Seeforelle wieder in den Seen etablieren kann. Ein Restbestand ist noch vorhanden, aber es werden nur mehr selten einzelne Exemplare gefangen. Nach Erreichen der jetzigen Wasserqualität wäre wohl ein stützender Besatz zur (Wieder-)Ansiedlung eher von Erfolg gekrönt als noch vor einigen Jahren. Bei einem Besatz ist unbedingt darauf zu achten, dass genetisch einwandfreie, autochthone Fische verwendet werden. Zugleich müsste versucht werden, möglichst viele

Zuflüsse wieder anzubinden bzw. zu restrukturieren, um Laichplätze zu schaffen. Die Seeforelle laicht zwischen Oktober und Dezember. Durch ihre starke Bindung an die Nebengewässer des Sees ist sie der Laichgilde III a zuzuordnen.

### **Reinanken (*Coregonus* sp.)**

Familie Coregonidae

Die Reinanken der Trumer Seen dürften zu einem Typ mit verschiedenen Variationen gehören (MOOG & JAGSCH 1980). Die Fischereiberechtigten berichten, dass im Mattsee eine urwüchsige kleine Form vorkommt und im Obertrumer See eine schnellwüchsere Form.

#### *Laichzeit*

Die Laichzeit fällt in die Zeit zwischen Anfang November und Mitte Dezember. Am frühesten beginnt das Ablaichen im Grabensee, wo die Laichzeit etwa zwei Wochen dauert. Dann beginnt die Laichzeit im Obertrumer See über die Zeitdauer von drei Wochen. Zum Schluss laichen die Renken im Mattsee über eine Dauer von 8 bis 10 Tagen (MOOG & JAGSCH 1980).

#### *Laichplätze* (Abb. 2)

Die Reinanken der Trumer Seen laichen ausschließlich am Ufer im flachen Wasser, was als Anpassung an die winterliche Vereisung der Seen gedeutet wird (EINSELE 1961; zit. MOOG & JAGSCH 1980). Die Laichplätze befinden sich in bis zu 0,5 m Tiefe auf Schotterboden (Laichgilde II). Die Larven der Reinanken leben im Litoral in unmittelbarer Nähe des Laichplatzes. Auch im Irrsee liegen die Laichplätze an relativ seichten und ufernahen Stellen (GASSNER 1996).

Im **Obertrumer See** liegt der wichtigste Laichplatz der Coregonen zwischen Mitterhof und Feichten. Im **Mattsee** laichen die Reinanken vor allem am Süd-Ostufer des Sees bis Gebertsham. Im **Grabensee** sind keine Laichplätze bekannt.

Der Bestand an Reinanken war früher sehr groß. Das geht einerseits aus den Fangmeldungen und enormen Liefermengen an das Erzbistum hervor (FREUDLSPERGER 1936, 1937), andererseits aus der Tatsache, dass zwischen 1929 und 1939 über 10,5 Millionen Brütlinge an die Fischer am Attersee geliefert wurden (MOOG & JAGSCH 1980). Eutrophierung und Sauerstoffmangel führten in den 1960er Jahren zu einem starken Rückgang, der fast zum Aussterben der Reinanken führte. Heute, mit zunehmend besserer Wasserqualität, steigt auch der Bestand an Reinanken wieder an, was sich auch in den Ausfängen durch die Fischer niederschlägt. Lediglich im Grabensee kommt die Reinanke nicht mehr vor. Es war zum Zeitpunkt der Befragung geplant, Besatzmaßnahmen zu tätigen.

### **Hecht (*Esox lucius* L.)**

Familie Esocidae

#### *Zwei Hechtformen*

Wie von den meisten Fischereiberechtigten bestätigt wurde, kommen in den Trumer Seen zwei Hechttypen mit unterschiedlichen Laichzeiten vor. Die Fischer differenzieren nach der Laichzeit in "Märzhechte" und "Aprilhechte". Bei den ersteren handelt es sich um die autochthone Form. Beim zweiten Typ dürfte es sich um die Nachkommen von Besatzhechten aus anderen Gewässersystemen stammen. Die Laichzeiten dürften sich im Mattseen und Obertrumer See nicht überschneiden. Im Grabensee wurden von den Fischern keine Unterschiede in der Laichzeit festgestellt.

Die autochthonen Hechte (Märzhechte) sind bereits sehr selten geworden; manche Fischer geben an, dass sie völlig verschwunden sind. Die zwei Typen unterschieden sich nicht nur hinsichtlich ihrer Laichzeit, sondern auch morphologisch: die Märzhechte sind dunkel gefärbt, mit fast bläulicher Schnauze. Die Aprilhechte haben eine gelb-goldene Färbung.

In den letzten Jahren wurde bei der fischereilichen Bewirtschaftung vermehrt auf die Nachzucht autochthonen Materials zurückgegriffen. Es stellt sich hier natürlich die Frage, was noch als autochthon zu bezeichnen ist. Nachdem die "Märzhechte" nur mehr sehr selten vorkommen, ist anzunehmen, dass beim Laichfischfang und der künstlichen Erbrütung wieder nur "Fremdhechte" gefördert werden. Die Besatzmeldung aus dem Jahr 1999 gibt außerdem als Herkunft der Besatzhechte (neben Eigenaufzucht) auch die Teichwirtschaften Deutschmann und Kainz an. Die Herkunft der "Aprilhechte", die oft erst Ende April mit dem Laichgeschäft beginnen, ist jedenfalls im Attersee zu suchen. Zwischen 1929 und 1939 wurden aus den Trumer Seen über 10,5 Millionen Reinankenbrütlinge in den Attersee eingesetzt. Als Gegenleistung bekamen die Fischer an den Trumer Seen jährlich ca. 250.000 Hechtbrütlinge aus dem Attersee und dem Irrsee (MOOG & JAGSCH 1980). Es ist bemerkenswert, dass sich die "Urform" trotz dieser langen Zeit der Durchmischung noch halten konnte. Das weist auf eine deutliche Trennung der Laichzeiten hin.

Eine genetische Untersuchung zur Klärung der Abstammungsfrage und die Erarbeitung von Maßnahmen zur Erhaltung der Urform wären dringend notwendig.

#### *Laichzeit*

Wie oben beschrieben, gibt es in den Trumer Seen beim Hecht eine zweigipfelige Laichzeit. Es werden in den Trumer Seen von Anfang März bis Anfang Mai laichreife Hechte gefangen: die autochthone Form laicht im März, wobei der Beginn oft schon Ende Februar festzustellen ist. Die Nachkommen der Besatzhechte laichen im April, manchmal auch erst

Anfang Mai. Die Hauptlaichzeit liegt um den 20. April. Der Laichtermin ist stark temperaturabhängig, wobei ein Anstieg der Wassertemperatur das Ablai-chen auslöst. Im Mattsee laichen Hechte immer etwa 8 bis 10 Tage später als im Obertrumer See. Die Laichaktivität nahm die letzten Jahre kontinuierlich ab. Die Fischer konnten nur mehr wenige laichende Hechte beobachten.

#### Laichplätze (Abb. 2)

Der Hecht ist ein obligatorischer Krautlaicher (Laichgilde V). Seine Laichplätze liegen stets in seichten Bereichen. Der im Frühjahr rasch sinkende Wasserstand wird von den Fischern als weniger kritisch erachtet, als der generelle Laichplatzmangel. Wenn die Schilfbestände mit Überständern und Resten der vorjährigen Krautschicht im Frühjahr überschwemmt sind, werden sie von den Hechten als Laichplätze angenommen. Da der Wasserstand meist schnell wieder sinkt, fällt auch der Laich rasch trocken.

Wiesen und ausgemähte Streuwiesen werden von Hechten nicht als Laichflächen angenommen, da das für das Anheften der Eier und der Brut notwendige alt Pflanzenmaterial als Strukturgeber fehlt (JÄGER & FINSTER 2015)

Da aber der Seespiegel nicht mehr so stark ansteigt wie früher, werden die angrenzenden Wiesen nur mehr etwa alle 10 bis 12 Jahre überschwemmt. Nach Ansicht der Fischer sind überhaupt zu wenige Laichplätze vorhanden, das liege nicht daran, dass die Wiesen nicht überschwemmt würden. Trotzdem wird



Abb. 2: Laichplätze von Hecht (*Esox lucius* L.) und Reinanke (*Coregonus* sp.) an den Trumer Seen

Im **Mattsee** liegt das wichtigste Laichgebiet der Hechte in der Westbucht zwischen Überfuhr und Aug. Es ist dort auch ein Laichschongebiet (Abb. 1) eingetragen. Weitere Laichplätze der Hechte liegen an einem kleinen Uferabschnitt zwischen Aug und Stein, in der Ostbucht zwischen Niedertrum und Macker-sing, im Südosten der Weyerbucht und in einem kleinen Schilfstück mitten im Ort Mattsee.

geklagt, dass der Wasserstand der Seen, vor allem im Obertrumer See, im Frühjahr zu stark abgesenkt wird. Der Schilfbestand um die Seen reiche jedenfalls nicht aus, um den Hechtbestand ohne jährlichen Laich-fischfang und künstliche Erbrütung zu sichern.

Im **Obertrumer See** liegen gute Hechtlaichplätze an folgenden Stellen: westlich von Obertrum an der Ostseite der kleinen Halbinsel, am Ostufer des Sees im Schongebiet und nördlich bis zur Einmündung des Feichtner Baches sowie in der gesamten Nord-bucht des Sees zwischen Fising und Schnabenspitz. In der Nordbucht zwischen Mattig und Zellhof fin-den sich auch noch am ehesten überflutete Wiesen. Die Hechte laichen dort auf diesen Wiesen oder im Schilfgürtel. Südlich des Mattigausflusses bis zum Schnabenspitz wird dagegen außen am Schilf abge-laicht. Besonders gute Laichplätze liegen in der Bucht, wo das Wasser vergleichsweise rasch warm wird und nur etwa 20 bis 30 cm tief ist. Auch der Verbindungskanal zum Grabensee wird sehr gern angenommen. Im Jahr 1995 wurden dort ein kapitales Weibchen (der Fischereiberechtigte schätzte 23 kg) und zehn (!) Männchen beobachtet. In diesem Be-reich wird auch Laichfischfang betrieben und jedes Jahr werden dort Hechte zum Abstreifen gefangen. Eine kuriose Beobachtung wurde aus dem Bereich Seeham berichtet: Nach Errichtung der Kanalringlei-tung begannen die Hechte die Bucht zu meiden, da sich der Schlauch ständig bewegt.

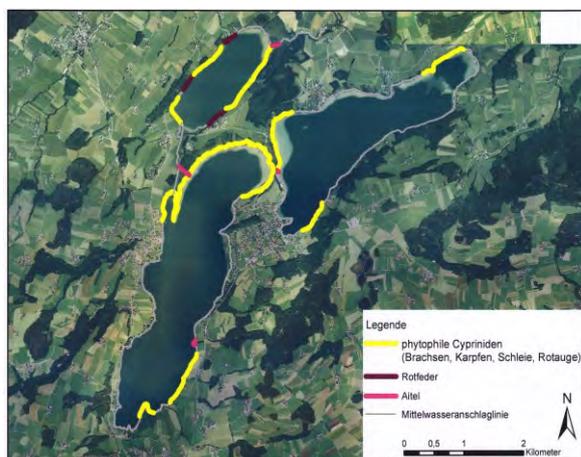


Abb. 3: Laichplätze der phytophilen Cypriniden Rotaugen (*Rutilus rutilus* (L.)), Brachsen (*Abramis brama* (L.)), Karpfen (*Cyprinus carpio* L.), Schleie (*Tinca tinca* (L.)), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)) und Aitel (*Leuciscus cephalus* (L.)) an den Trumer Seen

Der **Grabensee** bietet fast rundum Hechtlaichplätze. Vor allem das Westufer und das Schongebiet in der Nordbucht (Abb. 1) werden gern angenommen. Ein weiterer Hechtlaichplatz liegt am Die Angaben decken sich weitgehend mit den bei FLEISCHHACKER (1984) angegebenen Stellen.

Die Aussagen der Fischer vom Grabensee sind wi-dersprüchlich. Die Hechte laichen im Schilfbereich,

auf den überschwemmten Wiesen und auch in Entwässerungsgräben. Einige Fischer geben an, dass der Laich an flachen Stellen rasch austrocknet. Es erfolge daher kaum ein Eigenaufkommen und es müsse ein hoher Besatzaufwand betrieben werden. Andere Fischer zeigen sich über das Eigenaufkommen an Hechten zufrieden und bezeichnen auch das Angebot an passenden Laichplätzen als gut. Vor allem an der Westseite des Grabensees liegen im Frühjahr Wiesen, die über einen relativ langen Zeitraum überschwemmt bleiben. Diese Wiesen werden von den Hechten bevorzugt als Laichplatz angenommen. Hier sind auf dem Luftbild auch besonders viele Entwässerungsgräben zu erkennen.

Generell wird an den Trumer Seen ein Rückgang des Hechtbestandes beklagt, der zum Teil auf den Rückgang von Schilf und Binsen zurückgeführt wird. Der Schilfgürtel würde nach Meinung der Fischereiberechtigten nicht ausreichen, den Bestand an Hechten ohne zusätzliche Besatzmaßnahmen zu stützen.

### **Rotaue (*Rutilus rutilus* (L.))**

Familie Cyprinidae

#### *Laichzeit*

Einige Fischereiberechtigte differenzieren nicht zwischen Rotaue und Rotfeder. Als Laichzeit für das Rotaue wurde sehr oft der Mai angegeben. Es ist aber bekannt und wurde des Öfteren erwähnt, dass das Rotaue zeitlich vor der Rotfeder ablaicht. Es ist anzunehmen, dass es sich dabei um die Rotfeder handelt. Das Rotaue dürfte in den Trumer Seen genau wie im Wallersee bereits im April mit dem Laichgeschäft beginnen. Die Laichzeit erstreckt sich bis Mitte Mai. Rotaugen werden von den Fischern auch oft als Hasel bezeichnet, was zu einer zusätzlichen Begriffsverwirrung führt.

#### *Laichplätze* (Abb. 3)

Das Rotaue ist bei der Wahl seiner Laichplätze relativ unkompliziert. In den Trumer Seen laichen die Rotaugen im Schilf. Es ist aber bekannt, dass sie auch Äste und Pflanzenreste als Laichsubstrat nutzen (Laichgilde IV). Aufgrund der geringen wirtschaftlichen Bedeutung dieser Fischart waren konkrete Angaben spärlich. Ein klassischer Laichplatz liegt im Obertrumer See in der Bucht beim Durchfluss zum Grabensee. Man kann aber davon ausgehen, dass die Bereiche des Schilfgürtels, in denen Karpfen und Brachsen laichen, auch von den Rotaugen genutzt werden.

Der Bestand an Rotaugen ist nach Angaben der Fischer abnehmend. Bei der Rotfeder ist hingegen kein Rückgang festzustellen.

### **Hasel (*Leuciscus leuciscus* (L.))**

Familie Cyprinidae

Die Hasel ist eine autochthone Fischart der Trumer Seen und kommt nach Angaben der Fischereiberech-

tigten auch heute noch dort vor. Hasel sind rheophile Kieslaicher, die in den einmündenden Bächen leben und im Frühjahr auch dort ablaichen.

### **Aitel (*Leuciscus cephalus* (L.))**

Familie Cyprinidae

Das Aitel laicht von Ende April bis Ende Mai. Es lebt während des Jahres in den Seen (Uferbereich) und zieht zur Laichzeit in die einmündenden Bäche. In den Trumer Seen laichen die Aitel u. a. in der Mattig zwischen Obertrumer See und Grabensee, im Verbindungskanal zwischen Obertrumer See und Mattsee sowie im Abfluss des Grabensees (Abb. 3). Es werden außerdem die Schwemmkegel von einmündenden Bächen genutzt. Manche Bäche wie z. B. der Feichtner Bach werden von den Fischen nur bei erhöhter Wasserführung als Laichplatz akzeptiert. Der Teufelsbach auch Angerbach (bei Matzing) wurde früher gern als Laichplatz angenommen. Trotz eines ausgeprägten Schwemmkegels im Mündungsbereich findet in letzter Zeit kein Fischzug mehr in den Angerbach statt.

### **Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus* (L.))**

Familie Cyprinidae

#### *Laichzeit*

Wie schon beim Rotaue erwähnt, differenzieren einige Fischereiberechtigte nicht zwischen Rotaue und Rotfeder. Als Laichzeit für die Rotfeder wird meist der Mai angegeben. Die Laichzeit beginnt demnach Mitte Mai und kann sich bis in den Juni erstrecken. Grundsätzlich kann man sagen, dass die Rotfeder etwa 14 Tage später mit dem Laichgeschäft beginnt als das Rotaue.

#### *Laichplätze* (Abb. 3)

Die Rotfeder ist ein obligatorischer Krautlaicher (Laichgilde V) und laicht im Schilfgürtel der Seen. Man kann davon ausgehen, dass die Bereiche des Schilfgürtels, in denen Karpfen und Brachsen laichen, auch von den Rotfedern genutzt werden. Im Grabensee befindet sich ein Laichplatz an Seerosenbeständen bei Zellhof-Bründl. Zwei weitere Laichplätze liegen am Westufer des Grabensees sowie bei Edl. FLEISCHHACKER (1984) gibt die gesamte Nordbucht des Grabensees als potentiellen Laichplatz der Rotfedern an.

Im Gegensatz zu den Rotaugen ist der Bestand an Rotfedern in allen drei Seen nicht rückläufig, sondern sogar steigend.

### **Schleie (*Tinca tinca* (L.))**

Familie Cyprinidae

#### *Laichzeit*

Schleien laichen nur bei warmen Wassertemperaturen. In den Trumer Seen beginnt die Laichzeit normalerweise Mitte Juni. Im extrem warmen Jahr 2000

begannen die Schleien bereits Mitte Mai mit dem Laichgeschäft.

*Laichplätze* (Abb. 3)

Der Laichplatz der krautlaichenden Schleie (Laichgilde V) entspricht fast exakt dem Laichplatz der Karpfen. Im **Obertrumer See** laichen die Schleien vor allem am Ostufer des Sees und in der Nordbucht. Ein beliebter Laichplatz im Obertrumer See ist die Strecke zwischen Schnabenspitz und Fisching. Auf der Höhe von Feichten sind potentielle Laichplätze vorhanden, im Sommer ist es für die Krautlaicher (Karpfen, Brachse, Schleie) aber durch den Badebetrieb zu unruhig. Bevorzugte Bereiche im **Mattsee** sind das Schongebiet im Nordwesten des Sees, die Weyerbucht im Süden und der schilfbestandene Abschnitt zwischen Mackersing und Niedertrum. Im **Grabensee** wird praktisch der gesamte Schilfgürtel angenommen. Bevorzugte Plätze befinden sich im Süden, an der Westseite des Sees sowie an der Ostseite.

### **Laube (*Alburnus alburnus* (L.))**

Familie Cyprinidae

*Laichzeit*

Die Laube laicht im Frühjahr von Mai bis Mitte Juni.

*Laichplätze* (Abb. 4)

Die Laube ist ein Kieslaicher und laicht entweder in den Zubringern der Seen oder an kiesigen Uferabschnitten (Laichgilde III). Sie braucht sauberes Substrat und meidet verschlammte Bereiche. Das stellt heute ein Problem dar, bestätigten viele Fischereiberechtigte. Die Laube laicht an den Bachmündungen, die mit Schotterkegeln in die Seen münden oder die kiesiges Substrat aufweisen. Auch der Kanal zwischen Obertrumer See und Mattsee wird als Laichplatz angenommen. Früher zogen die Lauben im **Obertrumer See** zum Laichen in den Teufelsbach (Angerbach). Trotz eines ausgeprägten Schwemmkegels im Mündungsbereich findet in letzter Zeit kein Fischzug mehr in den Teufelsbach statt. Ein Laichplatz der Lauben befindet sich am Seeufer nördlich der Mündung des Teufelsbaches. In Seeham wird der Bereich des Strandbades angenommen. Auch in den Feichtner Bach ziehen die Lauben zum Ablachen, allerdings nur bei höherer Wasserführung. Im **Grabensee** laichen die Lauben auf seichtem Kiesgrund beim Badesteg bei Edl. Die Lauben ziehen dort ab Mitte Mai am späten Nachmittag am Schilfgürtel entlang zu den Laichplätzen: da diese Tatsache auch den Hechten bekannt sein dürfte, lassen sich dort zur Laubenlaichzeit alljährlich große Hechte fangen. Außerdem laichen die Lauben in der Mattig (Abfluss Grabensee). Ein ehemaliger Laichplatz der Lauben befindet sich nordwestlich unterhalb von Zellhof.

Der Bestand des einstigen Massenfisches ist stark rückläufig. An allen drei Seen beklagen die Fischer, dass die Lauben seit etwa 6 bis 7 Jahren immer weni-

ger werden. Der Bestand an Futterfischen für Hechte und Zander ist generell zu gering. Vom Grabensee wurde außerdem mitgeteilt, dass die Lauben dort sehr schlecht abwachsen.

### **Brachse (*Abramis brama* (L.))**

Familie Cyprinidae

*Laichzeit*

Brachsen sind Portionslaicher, die ihre Geschlechtsprodukte zwei bis drei Mal in Abstand von etwa zwei Wochen abgeben. Ihre Laichzeit reicht daher über einen relativ langen Zeitraum und erstreckt sich in den Trumer Seen von Ende Mai bis Mitte Juli. Die Fischereiberechtigten berichten von Variationen der Brachse. Eine großwüchsige Form wird Haselbrachse genannt und soll zugleich mit den Rotaugen (April/Mai) ablaichen. In der Literatur finden sich dazu keine Hinweise. Es ist allerdings bekannt, dass sich ein Überstand an Brachsen nicht wie bei anderen Fischarten durch Kannibalismus (z. B. Hecht) oder vermehrte Sterblichkeit reguliert, sondern dass es zu einer Verbüttung des Bestandes kommt. Das heißt, dass die Tiere kleinwüchsig sind (Kümmerwuchs) und mit geringer Körperlänge auch geschlechtsreif werden. Es haben aber lediglich zwei Fischereiberechtigte (Grabensee und Obertrumer See-Westbucht) über zu viele Brachsen im Revier geklagt. Die übrigen Fischer berichteten von einem Rückgang der Brachsen.

*Laichplätze* (Abb. 3)

Brachsen sind der Laichgilde IV zuzuordnen. Sie laichen aber ausschließlich an Pflanzen, sofern solche vorhanden sind. In den Trumer Seen laichen sie im Schilfgürtel.

Im **Obertrumer See** befinden sich Brachsenlaichplätze an folgenden Stellen: an beiden Seiten der Halbinsel östlich von Obertrum, am Ostufer des Sees bei Mitterhof und bei Anzing. Der Bereich bei Feichten wäre potentiell geeignet, im Sommer ist dort aber die Beunruhigung durch den Badebetrieb zu groß. Ein sehr guter Brachsenlaichplatz ist dagegen die Bucht beim Schnabenspitz sowie die Nordbucht vom Schnabenspitz bis Fisching. Brachsenlaichplätze im **Mattsee** sind das Schongebiet im Nordwesten des Sees, die Weyerbucht im Süden und der schilfbestandene Abschnitt zwischen Mackersing und Niedertrum. Im **Grabensee** ist fast der gesamte Schilfgürtel als Laichplatz geeignet. Die Brachsen laichen bevorzugt an der Westseite des Sees sowie an der Ostseite nordwestlich unterhalb von Zellhof.

### Karpfen (*Cyprinus carpio* L.)

Familie Cyprinidae

#### Laichzeit

Die Laichzeit der Karpfen liegt im Juli. Sie kann aber auch bereits Ende Juni beginnen, wenn warmes Wetter herrscht und die Wassertemperatur rasch ansteigt.

#### Laichplätze (Abb. 3)

Der Karpfen ist ein obligatorischer Krautlaicher (Laichgilde V) und laicht überall, wo Schilf vorkommt. Dabei kann keine deutliche Präferenz für bestimmte Stellen festgestellt werden. Ein Fischereiberechtigter teilte wörtlich mit: "Der Karpfen laicht einmal dort und einmal da" Diese Aussage beschreibt die Situation wohl am besten. Der Karpfen laicht im Schilfgürtel an dicht bewachsenen Bereichen.

Im **Obertrumer See** laichen die Karpfen vor allem am Ostufer des Sees und in der Nordbucht. Ein beliebter Laichplatz im Obertrumer See ist die Strecke zwischen Schnabenspitz und Fisching. Auf der Höhe von Feichten sind potentielle Laichplätze vorhanden, im Sommer ist es für die Krautlaicher (Karpfen, Brachse, Schleie) aber durch den Badebetrieb zu unruhig. Bevorzugte Bereiche im **Mattsee** sind das Schongebiet im Nordwesten des Sees (Abb. 1), die Weyerbucht im Süden und der schilfbestandene Abschnitt zwischen Mackersing und Niedertrum. Im **Grabensee** wird praktisch der gesamte Schilfgürtel angenommen. Bevorzugte Plätze befinden sich an der Westseite des Sees sowie an der Ostseite nordwestlich unterhalb von Zellhof. Allerdings sind ein Teil der Karpfen im Grabensee Spiegel- und Schuppenkarpfen aus Illmitz am Neusiedlersee. Ihr Eigenaufkommen im Grabensee ist gering. Die von FLEISCHHACKER (1984) für den Grabensee durch Befragung der Fischereiberechtigten erhobenen potentiellen Karpfenlaichplätze sind genau spiegelbildlich zu dieser Befragung. Bei FLEISCHHACKER (1984) ist auch die Nordbucht als Laichplatz eingezeichnet - dieser Bereich erscheint für den Karpfen durchaus passend. Der Karpfenbestand in den Trumer Seen ist steigend, die Reproduktion und das Eigenaufkommen

ausreichend. Es wird von Seiten der Fischerei überlegt, in nächster Zeit die Besatzmaßnahmen einzustellen.

### Wels, Waller (*Silurus glanis* L.)

Familie Siluridae

#### Laichzeit

Die Laichzeit der Welse liegt im Hochsommer (Juli und August). In warmen Sommern beginnen sie schon Mitte Juni mit dem Laichgeschäft.

#### Laichplätze (Abb. 4)

Welse sind Krautlaicher (Laichgilde V), die ihre Eier in flache Gruben oder primitive Pflanzennester im seichten Wasser legen. Besonders gern werden Stellen angenommen, die leicht überhängend sind. Im **Obertrumer See** laichen Waller in der Bucht am Schnabenspitz, vom Schnabenspitz bis Fisching und im Westen der Halbinsel bei Obertrum. Im **Mattsee** hat der Waller rund um den See Laichplätze, wobei er Überhänge in 1 bis 3 Meter Wassertiefe bevorzugt. Besonders gern laicht er am Nordufer des Sees wo die oberösterreichische Landesgrenze beginnt. Die Fischer am **Grabensee** berichten, dass der Waller zum Ablachen gern in Schlingpflanzenbestände geht. An flachen Stellen schlagen sie einen Kreis und legen ihr Nest an. Ein bevorzugter Platz ist die Westbucht des Sees. Hierhin ziehen viele Waller zum Ablachen, obwohl während des Jahres nur selten dort welche gefangen werden. Bei FLEISCHHACKER (1984) werden auch die Nordbucht und der südliche Abschnitt des Ostufers als Laichplatz angegeben. Außerhalb der Laichzeit halten sich Waller auch gern im tiefen Wasser auf. Besonders bevorzugen sie Überhänge und unterspülte Stellen. Vor allem große Waller, deren Bestand im Steigen begriffen ist, leben in tiefem Wasser und kommen nur bei Hochwasser ins Seichte. Die Fangplätze für Waller sind, außer in der Laichzeit, mitten am See. Im Grabensee existiert nach Auskunft der Fischer eine sogenannte "Wallerlinie", die die besten Fangplätze für Waller entlang zieht. Sie verläuft mitten durch den See, beginnend an der kleinen

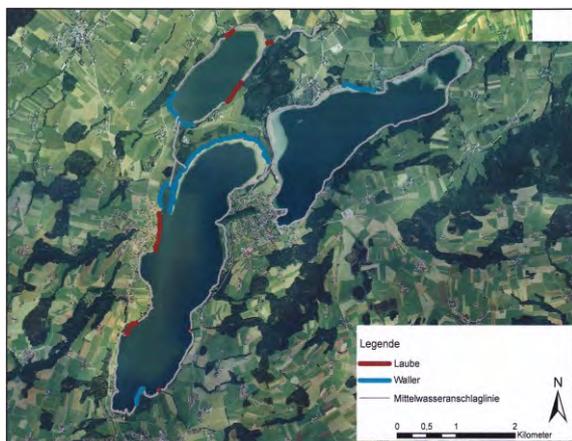


Abb. 4: Laichplätze von Laube (*Alburnus alburnus* (L.)) und Waller (*Silurus glanis* L.) an den Trumer Seen

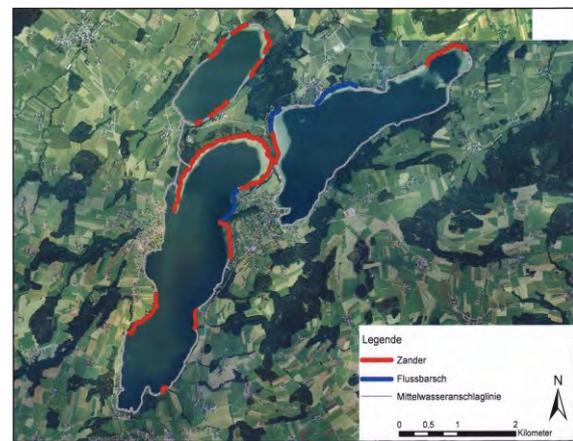


Abb. 5: Laichplätze von Zander (*Sander lucioperca* (L.)) und Flussbarsch (*Percu fluviatilis* L.) an den Trumer Seen

Aug, parallel zum Ostufer, von Süden nach Norden. Die tiefste Stelle des Grabensees bei Zellhof wird dabei fast gestreift.

### **Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.)**

Familie Percidae

#### *Laichzeit*

Der Flussbarsch laicht von Ende April bis Mitte Mai.

#### *Laichplätze* (Abb. 5)

Der Flussbarsch ist ein fakultativer Kraut- oder Kieslaicher (Laichgilde IV). Er laicht in den Trumer Seen überall, wo Schotterboden vorkommt. Die Eier werden an Ästen, Wurzeln und Pflanzenresten angeklebt. Die Laichplätze des Flussbarsches dürften von den Fischern nicht alle genannt worden sein. Die Laichplätze der relativ unkomplizierten Art sind wahrscheinlich rund um die Seen verstreut. Folgende Laichplätze wurden genannt: Im **Obertrumer See** zwischen der Halbinsel bei Anzing und Fishing und im **Mattsee** in der Bucht im Nordwesten des Sees und zwischen Aug und der Landesgrenze zu Oberösterreich. An der letzten Stelle benutzten die Flussbarsche auch ein Fischernetz, das in 15 bis 20 Meter Tiefe ausgebracht war, als Laichsubstrat! Für den Grabensee konnten keine brauchbaren Angaben erhalten werden. Bei FLEISCHHACKER (1984) sind als potentielle Laichplätze des Flussbarschs die Nordbucht sowie jeweils der südliche Abschnitt von Ost- und Westufer angeführt.

Bei den ersten Befragungen (1996/97) gaben die Fischer zu Protokoll, dass der Bestand an Flussbarschen rückläufig sei. Im Grabensee waren für das Jahr 1997 sogar Besatzmaßnahmen geplant. Vor allem große Exemplare, die vor einigen Jahren noch häufig vorgekommen sind, wurden immer seltener, die Bestände verkümmerten. Bei einer Nachkontrolle im Jahr 2000 hieß es, dass sich die Barsche explosionsartig vermehren. Derselbe Trend ist zurzeit am Wallersee zu beobachten.

### **Zander (*Sander lucioperca* (L.))**

Familie Percidae

#### *Laichzeit*

Die Laichzeit des Zanders reicht in den Trumer Seen von Anfang April bis Mitte Mai.

#### *Laichplätze* (Abb. 5)

Zander legen ihre Eier in Pflanzennestern ("Zandernester"), die anschließend von den Männchen bewacht werden (Laichgilde VI). Der Zander mag keine Weichböden, er laicht gerne an Bruchkanten in ein bis drei Meter Tiefe. Manche Schlingpflanzen an den Zanderlaichplätzen werden von den Fischern als "Zanderkraut" bezeichnet. Der Zander ist in den Trumer Seen ein wichtiger Wirtschaftsfisch, die Laichplätze sind bei klarem Wasser gut sichtbar und daher meist auch gut bekannt.

Der Zander laicht im **Obertrumer See** bei Feichten und bei Anzing südlich der Halbinsel. Der Uferstreifen, an dem abgelaicht wird, war früher länger (bis auf Höhe des Straßenknotens, Abzweigung Mattsee). Heute ist ein kleines Stück direkt bei Anzing von Bedeutung. Früher laichten die Zander auch von Fishing bis zum Schnabenspitz. Die Fischereiberechtigten geben an, dass zur Zanderlaichzeit die Störung in diesem flachen Abschnitt durch die Surfer bereits sehr groß sei, so dass die Zander wieder abwanderten. Der Bereich südlich des Schnabenspitzes ist für Zander zu schlammig. Der Abschnitt zwischen Seeleiten und Matzing war früher ein gutes Laichgebiet für Zander. Der Fischereiberechtigte zählte regelmäßig in diesem Abschnitt bis zu 50 Nester. Heute laichen dort kaum mehr Zander. Die Ursachen für den Rückgang sind unklar. Ein kleiner Zanderlaichplatz liegt bei der Einmündung des Rotscherer Baches (Mattseeroider Bach).

Laichplätze des Zanders liegen im **Mattsee** vor allem in der Bucht im Nordwesten des Sees. Ein aufgelassener Laichplatz befindet sich im Norden der Ostbucht. Fischer berichten, dass im Mattsee in den letzten Jahren keine laichenden Zander mehr beobachtet wurden. Früher waren an allen Bruchkanten zahlreiche Laichplätze. Seit etwa 10 Jahren ist der Zanderbestand stark rückläufig.

Im **Grabensee** laichen die Zander beim Seeabfluss (Mattig) und nördlich des Strandbandes bei Edl. Weitere Laichplätze sind an den Bruchkanten südlich davon, außerdem an einem kurzen Abschnitt in der Südbucht, bei Zellhof und an einem Abschnitt nördlich davon.

Der früher häufige Zander ist stark rückläufig. Einige Fischer führen den Rückgang auf die starke Präsenz von Surfern in den Seichtbereichen zurück. Möglicherweise ist auch die Verbesserung der Wasserqualität und damit der Sichttiefe für den Rückgang des Trübeliebenden Zanders verantwortlich.

### **Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus* (L.))**

Familie Centrarchidae

Der allochthone Sonnenbarsch kommt in den Trumer Seen nur vereinzelt vor. Über lokale Besonderheiten bei der Reproduktion oder Laichplätze ist nichts bekannt.

### **Aalrutte (*Lota lota* (L.))**

Familie Gadidae

Die Aalrutte gehört zur autochthonen Fischfauna der Trumer Seen. Sie wurde immer wieder als heute vorkommende Art angegeben, obwohl einzelne Fischer ihr Vorkommen auch verneinten. Im Grabensee soll ihr Vorkommen auf die Ostbucht beschränkt sein. Die Aalrutte ist sicher eine seltene Fischart und es können hier leider keine speziellen Angaben zur Reproduktion in den Trumer Seen gemacht werden.

Tab. 3: Laichzeiten der Fische in den Trumer Seen

Fischart	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Seeforelle												
Reinanke												
Hecht												
Rotauge												
Hasel												
Aitel												
Rotfeder												
Schleie												
Laube												
Brachsen												
Karpfen												
Waller												
Flussbarsch												
Zander												
	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez

 Laichzeit

### Aal (*Anguilla anguilla* (L.))

Familie Anguillidae

Der Aal ist in den Trumer Seen nicht heimisch, er kann sich hier auch nicht fortpflanzen. Die Aale, die in allen drei Seen vorkommen, stammen aus dem Besatz früherer Jahre. Besonders im Grabensee wurden noch lange Zeit Aale besetzt, auch als in den anderen Seen kein Besatz mehr vorgenommen wurde. Im Mattsee und Obertrumer See wird seit über 15 Jahren nicht mehr mit Aalen besetzt (letzter Besatz 1982 oder 1983), trotzdem kommen sie immer noch vor. Dank intensiver Befischung werden die Aale

aber langsam weniger. Im Grabensee sind sie ebenfalls noch häufig, wobei sie vor allem die Ost- und die Nordbucht besiedeln. Letztere wird von den Fischern sogar als "Aalbucht" bezeichnet. Aale halten sich besonders gern unter Seerosenbeständen auf.

### Laichzeiten im Überblick

Tabelle 3 bietet einen Überblick über die Laichzeiten der Fische der Trumer Seen.

## 6. Literatur

BERG R., BLANK S., STRUBELT T. (1989): Fische in Baden-Württemberg. - Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landschaft und Forsten, Stuttgart, 1-158

BRYAN J. E. (1967): Northern pike production in Phalen Pond, Minnesota. - The Minnesota Academy of Science, 34: 101-109.

CHAPMAN C. A., MACKAY W. C. (1984). Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius* L. - J. Fish Biol., 25: 109-115

EINSELE W. (1952): Zur Frage der Abhängigkeit des Laichreifeintritts und der Laichablage bei Fischen von Wassertemperatur und Witterung. - Österr. Fischerei, 5: 8-10

EINSELE W. (1961): Fischereiwissenschaft - Verh. Internat. Verein. Limnol., 14: 806-819

FLEISCHHACKER B. (1984): Der Grabensee unter besonderer Berücksichtigung seiner Fischfauna. - Fachwiss. Hausarbeit, Päd. Akademie, Salzburg, 1-109

FREUDLSPERGER H. (1915): Die Fischerei im Erzstift Salzburg. - Österr. Fischereizeitung, 12: 51-52, 62-64.

FREUDLSPERGER H. (1936): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 76: 81-128

FREUDLSPERGER H. (1937): Kurze Fischereigeschichte des Erzstiftes Salzburg. - Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde, 77: 145-176

GASSNER H. (1996): Die Bewirtschaftung und Produktionsbiologie der Coregonen, *Coregonus lavaretus* L., des Irrsees im Vergleich zum Zellersee. - Diplomarbeit, Univ. Salzburg, 1-85

GASSNER H., WANZENBÖCK J., TISCHLER G., HASSAN Y., LAHNSTEINER B., JAGSCH A., PATZNER R. A. (2000):

Fischbestände und die ökologische Funktionsfähigkeit stehender Gewässer. Entwicklung einer Methode zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fischgemeinschaften durch Monitoring von Fischbeständen. - Unveröff. Gutachten, 1-120

HAEMPEL O. (1930): Biologische und fischereiliche Typen der Alpengewässer. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 5: 337-344

HAEMPEL O. (1930): Fischereibiologie der Alpengewässer. - Die Binnengewässer, 10: 1-253

HEALY A. (1956): Pike (*Esox lucius* L.) in three Irish lakes. - Scientific Proceedings Royal Dublin Soc., 27: 51-63

HELMINEN H., KARJALAINEN M., KURKILAHTI M., RASK M., SARVALA, J. (2000): Eutrophication and fish biodiversity in Finnish lakes. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 27: 194-199

HERZIG A., WINKLER H. 1985. Der Einfluss der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. - Österr. Fischerei, 38: 182-196

HOLZINGER J. (1936): Drei Seengebiet, Seeham, Mattsee, Obertrum. Fremdenverkehrsverein in Mattsee (Hrsg.) - Zaurith'sche Buchdruckerei, Salzburg, 1-121

JÄGER P., SCHILLINGER I. (1988): "Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898". - Österr. Fischerei, 41: 202-209

JUNE F. C. (1977): Reproductive patterns in seventeen species of warmwater fishes in a Missouri River reservoir. - Env. Biol. Fish., 2: 285-296.

KARÁS P., HUDD R. (1993): Reproduction areas of freshwater fish in the Northern Quark. (Gulf of Bothnia). - Aqua Fennica, 23:39-49

- KLEE O. (1991): Angewandte Hydrobiologie - 2. Aufl., Stuttgart, 1-272
- LADIGES W., VOGT D. (1979): Die Süßwasserfische Europas bis zum Ural und Kaspischen Meer. - Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 1- 299
- LIEBMANN H. (1960): Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie. - G. Fischer Jena
- MOOG O., JAGSCH A. (1980): Zur Erforschungsgeschichte, Fischerei und limnologischen Situation der Salzburger Flachgausen - Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 1: 73-103
- MÜLLER K. F. (1949): Die Laichzeiten der wichtigsten einheimischen Fische. - Österr. Fischerei, 2: 156-158
- MÜLLER H. (1983): Fische Europas. - Ferdinand-Enke-Verlag Stuttgart, 1-320
- MUUS B. J., DAHLSTRÖM P. (1990): Süßwasserfische Europas. - BLV München, Wien, Zürich; 1-224
- PETZ-GLECHNER R. (1998): Gewässerbetreuungskonzept Mattig. Fischökologie. - Unveröff. Gutachten, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Bundeswasserbauverwaltung und Gewässerbezirk Braunau, 1-130
- PRIEGEL G. R., KROHN D. C. (1975): Characteristics of a northern pike spawning population. - Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin, Techn. Bull., 86: 1-20
- ROTH H. (1960): Die Fortpflanzung des Hechtes und die Entwicklung der Brut. - Schweiz. Fischereizeitung, 9/10: 2-8
- SALZBURGER FISCHEREIKATASTER (1904): Salzburger Fischereikataster über die in Salzburger Gewässern vorkommenden Fischgattungen und bestehenden Fischereirechte. - Handschrift. Salzburger Landesarchiv, 1-20
- SARIG S. (1966): Synopsis of biological data on common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). (Near East and Europe). - FAO Fish.Synop., (31.2): 1-35
- SHIKSHABEKOV M. M. (1978): The sexual cycle of the catfish, *Silurus glanis*, the pike, *Esox lucius*, the perch, *Perca fluviatilis*, and the pike-perch, *Lucioperca lucioperca*. - J. Ichthyol., 18: 457-468
- SPINDLER T. (1997): Fischfauna in Österreich – Ökologie-Gefährdung-Bioindikation-Fischerei-Gesetzgebung. – Umweltbundesamt, Monographien, 87: 1-140
- TEROFAL F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. – Mosaik Verlag, München, 1-287
- VOLLESTAD L. A., L'ABÉE-LUND J. H. (1987): Reproductive biology of stream-spawning roach *Rutilus rutilus*. – Environ. Biol. Fishes, 18: 219-227
- ZETTER T. M. (1859): Salzburg's Fische. - Jber. Museum Carolino-Augustum Salzburg, 1859: 72-92
- ZINTZ K., BERG R., SCHUSZTER G., KONRAD M. (1990): Aspekte zur Situation der Fischfauna in kleineren ober-schwäbischen Stehgewässern. - In: ZINTZ K., RAHMANN H., WEISSER H. (Hrsg.): Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer. Ökologie und Naturschutz, 3: 253-278.

#### Zitiervorschlag:

PETZ-GLECHNER R. (2001): Die Fischfauna der Trumer Seen. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 151-162 (2015)

#### Adresse der Autoren:

Mag. Dr. Regina PETZ-GLECHNER, PETZ OEG - Technisches Büro für Ökologie und Umweltschutz, Neufahrn 74, 5202 Neumarkt am Wallersee, [petz@umweltgutachten.at](mailto:petz@umweltgutachten.at)

# Untersuchung des Laichverhaltens verschiedener Fischarten im Wallersee unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche des Hechts

Regina GLECHNER  
1996

Mit 16 Abbildungen und 13 Tabellen im Text

## KURZFASSUNG

In der Studie wurden die bevorzugten Laichplätze, das Laichverhalten und die Umweltsbedingungen, die das Ablai-  
chen auslösen für die wichtigsten Fischarten des Wallersees in der Seekirchner Bucht erfasst. Diese Parameter wur-  
den vor allem für die im See lebende Hechtpopulation berücksichtigt.

Bezüglich der Reproduktionsbiologie des Hechtes wurde eine umfangreiche Literaturstudie eingearbeitet.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG .....	165
2. METHODIK.....	165
3. UNTERSUCHUNGSGEBIET .....	166
3.1 Lage	
3.2 Fischarten des Wallersees	
4. ERGEBNISSE .....	167
4.1 Hecht	
4.2 Zander	
4.3 Flussbarsch	
4.4 Aitel	
4.5 Rotaugen	
4.6 Rotfeder	
4.7 Laube	
4.8 Brachsen	
4.9 Karpfen	
4.10 Schleie	
4.11 Übersicht	
5. REPRODUKTIONS BIOLOGIE DES HECHTES (Literaturstudie) .....	173
5.1 Lebensweise	
5.2 Fruchtbarkeit	
5.2.1 Absolute Fruchtbarkeit	
5.2.2 Relative Fruchtbarkeit	
5.2.3 Beeinflussung der Fruchtbarkeit	
5.3 Gonadenreifung	
5.4 Alter beim Erreichen der Laichreife	
5.5 Laichzeit	
5.5.1 Einwanderung ins Laichgebiet	
5.5.2 Ablaietermin	
5.5.3 Steuerung des Laichtermins	
5.5.4 Dauer der Laichzeit	

5.6 Laichplätze	
5.6.1 Rückkehr ins Laichgebiet?	
5.6.2 Charakteristik der Laichplätze	
5.6.3 Laichsubstrat	
5.7 Laichverhalten	
5.7.1 Verhalten beim Ablachen	
5.7.2 Zahl der Laichakte	
5.7.3 Dauer des Ablachens	
5.7.4 Verlassen der Laichplätze	
5.8 Hechteier	
5.8.1 Aufbau des Eies	
5.8.2 Anheftung ans Substrat	
5.8.3 Eigröße	
5.8.4 Befruchtung	
5.8.5 Embryologie	
5.8.6 Eidichten am Laichplatz	
5.8.7 Gefährdung des Laiches	
5.9 Erbrütung	
5.9.1 Erbrütungsdauer und Temperatur	
5.9.2 Schlüpfvorgang	
5.10 Larvalentwicklung	
5.10.1 Die Hechtlarve	
5.10.2 Entwicklungszeit	
5.10.3 Dichten von Larven und Junghechten	
5.10.4 Reaktion der Larven auf Umweltbedingungen	
5.10.5 Nahrung der Larven	
5.10.6 Kannibalismus	
5.10.7 Wachstum der Larven und Junghechte	
5.10.8 Mortalität	
5.10.9 Abwanderung aus dem Laichgebiet	
5.11 "Year-class-strength"	
5.12 Geschlechterverhältnis	
5.13 Bedeutung aquatischer Vegetation	
5.14 Fischereiliche Bewirtschaftung	
5.14.1 Allgemeines	
5.14.2 Besatz	
5.14.3 Künstliche Erbrütung	
6. REPRODUKTIONS BIOLOGIE WEITERER WALLERSEEFISCHARTEN (Literaturzusammenfassung) .....	189
6.1 Zander	
6.2 Flussbarsch	
6.3 Aitel	
6.4 Rotaugen	
6.5 Rotfeder	
6.6 Laube	
6.7 Brachsen	
6.8 Karpfen	
6.9 Schleie	
6.10 Aalrutte	
6.11 Seeforelle	
7. DISKUSSION.....	193
8. ZUSAMMENFASSUNG .....	196
9. DANKSAGUNG .....	196
10. LITERATUR .....	197

## 1. Einleitung

Der Seespiegel des Wallerseees wurde im Jahre 1883 stark abgesenkt, wodurch ehemalige Sumpfwiesenbereiche trockenfielen und der breite Schilfgürtel verschmälert und seewärts gedrängt wurde. Durch das ständige weitere Absinken des Seespiegels im Laufe dieses Jahrhunderts wurde diese Entwicklung noch verstärkt (JÄGER 1986). Eine detaillierte Analyse der Folgen der Seespiegelabsenkungen ist JÄGER (1986) zu entnehmen.

An vielen Gewässern beklagen Fischer den Rückgang des Fischbestandes. Durch das Abnehmen der Laichplätze geht vor allem die Abundanz krautlaichender Fischarten zunehmend zurück. Uferverbauungen und -auffüllungen zerstören die Laichplätze ufernah laichender Fischarten und nehmen den Jungfischen einen geschützten Lebensraum (STRUBELT 1986). Zu einem zusätzlichen Zurückgehen der Fischbestände kam es infolge der Eutrophierung der Seen.

Durch den Schwund an Schilfbeständen und flachen Ufergebieten ist vor allem der Hecht (*Esox lucius*) bedroht. Hechte sind aufgrund ihres spezialisierten Reproduktionsverhaltens stark gefährdet. Weil sie durch Gewässerausbaumaßnahmen von ihren Laichplätzen auf überschwemmten Uferwiesen abgeschnitten werden, haben sie heute nur noch wenig Gelegenheit zur natürlichen Vermehrung (MAY 1994). In Niedersachsen zählt der Hecht bereits zu den gefährdeten Fischarten und kommt besonders durch die Vernichtung seiner Laichplätze kaum noch in natürlichen Populationen vor (GAUMERT 1981; zit. in BRUNKEN 1986). Um an Seen Campingplätze anzulegen, wurden oft Überschwemmungsgebiete aufgefüllt. Am östlichen Teil des Bodensees gingen auf diese

## 2. Methodik

Im Frühjahr und Sommer 1995 erfolgten zu den Hauptlaichzeiten der wichtigsten Fischarten Ausfahrten mit einem Elektroboot, um laichende Fische zu beobachten. Teilweise wurde vom seichten Wasser aus, welches zu Fuß abgesucht wurde, beobachtet. An den Beobachtungstagen wurde die Wassertemperatur gemessen. Die täglichen Temperatur- und Pegelstandsmessungen wurden von Frau WIENER (Wallersee/Zell) durchgeführt und mir dankenswerterweise zur Verfügung gestellt.

Über eigene Beobachtungen hinaus werden Auskünfte durch den Fischereiberechtigten in die Auswertung miteinbezogen. Bei einigen Fischarten muss aufgrund fehlender eigener Beobachtungen gänzlich auf die langjährige Erfahrung der Berufsfischer zurückgegriffen werden.

Die von HEINISCH (1986) vorgenommene Einteilung der Ufertypen wurde bei einer abschnittweisen Be-

Weise zwei wichtige Hechtlaichgebiete verloren (STRUBELT 1986).

Die Fischereiwirtschaft versucht das Problem des rückläufigen Fischertrages durch intensivere Bewirtschaftung, künstliche Erbrütung der Larven und Besatz zu lösen. Für viele Fischarten wurden bereits Möglichkeiten zur künstlichen Induktion des Ablai-chens erforscht (unter anderem: QUILLIER & LABAT 1977; DE MONTALEMBERT et al., 1978; BILLARD & MARCEL 1980; WORTHINGTON et al., 1983). Aus limnologisch-fischereibiologischer Sicht sollte die fischereiliche Bewirtschaftung lediglich unterstützend eingreifen und nicht die natürliche Reproduktion ersetzen, wie es heute vielerorts der Fall sein muss.

Die Laichplätze und Laichzeiten der meisten Fischarten des Wallerseees wurden bereits von HEINISCH (1986) ermittelt. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es nun, bevorzugte Laichplätze, das Ablai-chen auslösende Umweltbedingungen und - soweit möglich - Laichverhalten der wichtigsten Fischarten des Wallerseees im Gebiet der Seekirchner Bucht (Taginger und Bayerhamer Spitz) zu erfassen. Die aktuelle Situation wird mit der Studie von HEINISCH (1986) verglichen. Besonderes Augenmerk wird dabei der Reproduktionsbiologie des Hechtes geschenkt, dessen Bestandsgröße am Wallersee stark rückläufig ist.

Nach Auskunft des Fischereiberechtigten können am Wallersee zwei Hechttypen mit unterschiedlichen Laichzeiten beobachtet werden (KAPELLER, pers. Mitt.). Es wird vermutet, dass es sich hierbei um zwei genetisch unterschiedliche Rassen handelt, deren Vermischung durch die zeitliche Trennung der Laichtermine verhindert wird.

fahrung der Seeufer mit dem Boot überprüft. Die Einteilung der Uferbeschaffenheit konnte weitgehend übernommen werden.

Die geplante Kennzeichnung aufgefundenener Hechtlaichplätze für Flugaufnahmen wurde aufgrund der ungeeigneten und untypischen Beobachtungssituation im Frühjahr 1995 nicht durchgeführt.

Um eine Zusammenfassung der weltweit über Reproduktionsbiologie von Hechten vorhandenen Literatur zusammenzustellen, wurde eine Literatursuche durchgeführt (Computersuchlauf, Zoological Record, Universitätsbibliothek Salzburg, Bibliothek des Institutes für Limnologie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften in Mondsee, Bibliothek des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling, Sekundärliteratur).

### 3. Untersuchungsgebiet

#### 3.1 Lage

Eine genaue Beschreibung der Lage, des Einzugsgebietes und der Limnologie des Wallersees kann dem Ergebnis-Band des Projektes "Vorlandseen" (LAND SALZBURG 1986) entnommen werden.

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf das Gebiet der Seekirchner Bucht (Abb. 1). In einigen Fällen wurde auch am Nordufer des Sees (Bereich des Wenger Moores) beobachtet.

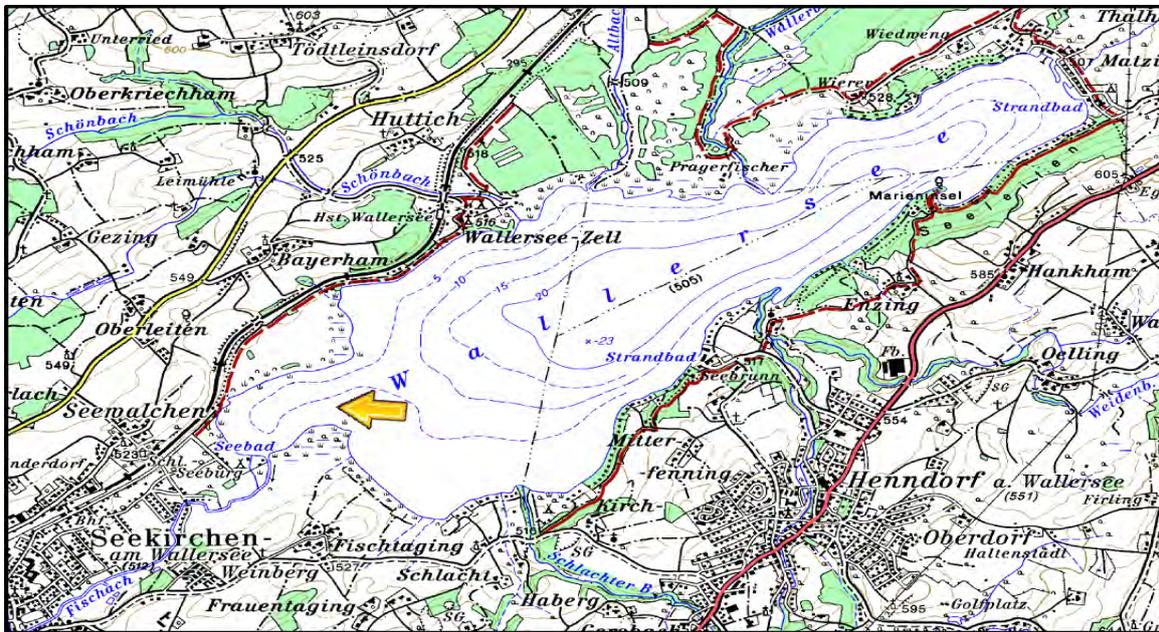


Abb. 1: Der Wallersee. Untersuchungsgebiet in der Seekirchner Bucht (Pfeil)

Im Bereich des Untersuchungsgebietes in der Seekirchner Bucht liegen 3 Schilfprofile der Basisuntersuchung Schilfausbreitung 1993 (WIESNER 1995). Der Schilfgürtel am Bayerhamer Spitz (Profil 5) reicht von 505,22 bis 505,59 m ü. A. Dahinter erstrecken sich flache Wiesen, die bei einem Wasserstand ab 505,60 m ü. A. überschwemmt werden. Das Schilf am Nordteil der Seekirchner Bucht (südlich der Eisenbahn; Profil 6) erstreckt sich über den Bereich von 505,31 bis 505,82 m ü. A. Dahinter erfolgt ein rascher Ge-

ländeanstieg auf weit über 506 m ü. A., wodurch die Überschwemmungsfläche bei Hochwasser relativ kleinräumig bleibt. Das dritte Schilfprofil im untersuchten Raum liegt am Taginger Spitz (Profil 7). Der sehr breite Schilfgürtel beginnt hier 506,38 m ü. A. und endet 504,78 m ü. A. Das dahinter liegende, flache Umland wird nur bei starken Hochwässern überflutet. Meist ist das potentielle Hechtlaichgebiet hier jedoch auf die Fläche inmitten des Schilfes beschränkt.

#### 3.2 Fischarten des Wallersees

Folgende Liste der Fischarten wird bei JÄGER (1974) und MOOG & JAGSCH (1980) für den Wallersee angegeben: Aal (*Anguilla anguilla*), Aalrutte (*Lota lota*), Hecht (*Esox lucius*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Zander (*Stizostedion lucioperca*), Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Schleie (*Tinca tinca*), Aitel (*Leuciscus cephalus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Brachse (*Abramis brama*), Laube (*Alburnus alburnus*), Bachforelle (*Salmo*

*trutta f. fario*), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und zwei Arten der Reinanke (*Coregonus sp.*). Seit 1993 kommt auch der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) wieder im Wallersee vor.

Von den angeführten Arten werden vor allem Hecht, Zander, Barsch, Aal, Brachse und andere Cypriniden befischt. Der Gesamtertrag ist seit 1930 steigend (HINTENBERGER 1974). Die Ausfänge von 1995 sind in Tabelle 1 aufgelistet (KAPELLER, pers. Mitt.).

Tab. 1: Wallersee, Ausfänge 1995 (KAPELLER, pers. Mitt.)

	Hecht		Zander		Rotaugen		Aitel	
Sportfischer	445 Stk	819 kg	223 Stk	347 kg	753 Stk	87 kg	76 Stk	38 kg
Berufsfischer	117 Stk	239 kg	458 Stk	509 kg	900 Stk	155 kg	57 Stk	44 kg
	Flussbarsch		Brachsen		Karpfen		Schleie	
Sportfischer	2596 Stk	403 kg	1197 Stk	497 kg	117 Stk	329 kg	66 Stk	40 kg
Berufsfischer	83 Stk	11 kg	3770 Stk	1709 kg	212 Stk	501 kg	37 Stk	25 kg

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Hecht (*Esox lucius*)

Im Wallersee kommen zwei Hechttypen mit unterschiedlichen Laichzeiten vor (KAPELLER, pers. Mitt.). Bei ersteren handelt es sich um die "angestammten" Wallerseehechte ("Urhechte"), die schon immer in diesem Gewässer beheimatet sind und bezüglich ihrer Laichzeit optimal an die Zeit der Frühjahrshochwässer und überschwemmten Wiesen angepasst sind. Sie laichen im Allgemeinen bereits ab Anfang März. Die Hauptlaichzeit fällt in die Zeitspanne zwischen 10. März und Ende März (KAPELLER, pers. Mitt.).

Die zweite Gruppe stellen die "Besatzhechte" dar, die aus dem Attersee stammen, in welchem die Laichzeit der Hechte auf einen viel späteren Zeitpunkt fällt als im Wallersee. Diese Hechte laichen auch im Wallersee meist erst ab Mitte April bis Ende April. Seltener wird auch noch bis Mitte Mai abgelaiht. Die Hauptlaichzeit liegt erfahrungsgemäß zwischen 15. und 20. April (KAPELLER, pers. Mitt.).

SPINDLER (pers. Mitt.) gibt die Laichzeiten der "Urhechte" von Anfang März bis Mitte April, die der Besatzhechte von Ende April bis Mitte Mai an.

Die "Urhechte" unterscheiden sich von den Nachkommen der Besatzhechte auch durch ihre längere Körperform. Die Besatzhechte bleiben etwas kleiner, sind dabei aber von gedrungenerer Gestalt. Auffallend ist, dass der Bestand der "Urhechte" in den letzten Jahren stark zurückgegangen ist. 1994 wurde zur Laichzeit nur mehr ein Exemplar gefangen.

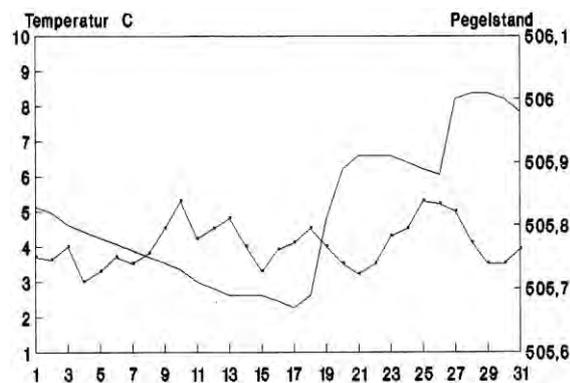


Abb. 2: Temperatur (—, 11.00 Uhr; 0,5 m) und Pegelstand (-, m ü. A.), Wallersee, März 1995

Durch die anhaltende Schlechtwetterperiode im Frühjahr 1995 wurde die Laichzeit der Hechte verzögert. Der März war ungewöhnlich kühl bei gleichzeitig niedrigem Wasserstand (Abb. 2). Erst während der ersten Apriltage kam es zu einer langsamen Steigerung der Wassertemperatur von 3,1 °C (1.4.1995) auf

6,6 °C (5.4.1995). Auch der Wasserstand stieg innerhalb von nur zwei Tagen von 171 cm (505,96 m ü. A.; 1.4.1995) auf 222 cm (506,47 m ü. A.; 3.4.1995) (Abb. 3).

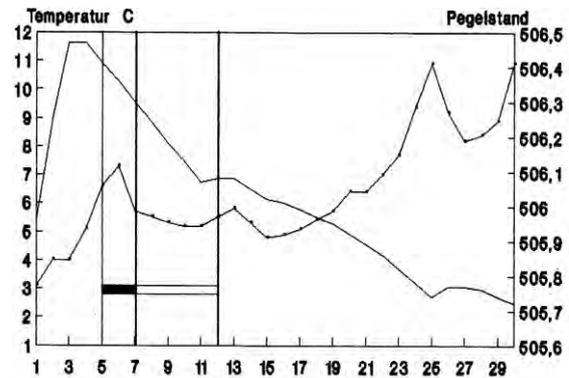


Abb. 3: Temperatur (—, 11.00 Uhr; 0,5 m) und Pegelstand (-, m ü. A.), Wallersee, April 1995 (schwarzer Balken: nachgewiesene Hechtlaichzeit; weißer Balken: wahrscheinliche Hechtlaichzeit;)

Der Fang laichreifer Hechte in ufernah ausgelegten Netzen zeigt, dass die Zuwanderung in die Laichgebiete schon Mitte März erfolgte (KAPELLER, pers. Mitt.). Die erste Beobachtung laichender Hechte erfolgte am 5. April 1995 in der Abenddämmerung (KAPELLER, pers. Mitt.). Das Ablaihen wurde am orographisch linken Ufer der Fischach (Abb. 5) kurz nach Austritt aus dem Wallersee beobachtet. Am nächsten Morgen (6.4.1995) konnte am Bayerhamer Spitz gegen 8 Uhr morgens eine weitere Hechtgruppe beim Laichen gesichtet werden. Es handelte sich dabei um ein großes Weibchen, dem zwei bis drei kleinere Männchen folgten. Die Wassertiefe machte in diesem Bereich 40 cm aus. Der Laichakt wurde durch kräftiges Plätschern mit den Schwanzflossen für die Beobachter sichtbar. Auffällig war, dass die Gruppe langsam über die überfluteten Wiesen hinzog. Es scheint also keine Präferenz für eine bestimmte Stelle oder ein definiertes Pflanzenbüschel vorzuliegen.

Es waren in diesem Bereich Grasbüschel sowie an den Randbereichen vertrocknete, teilweise geknickte Schilfhalme als Bodendeckung vorhanden (Abb. 6). Die nachgewiesenen und wahrscheinlichen Laichplätze der Hechte sind in Abb. 4 dargestellt.

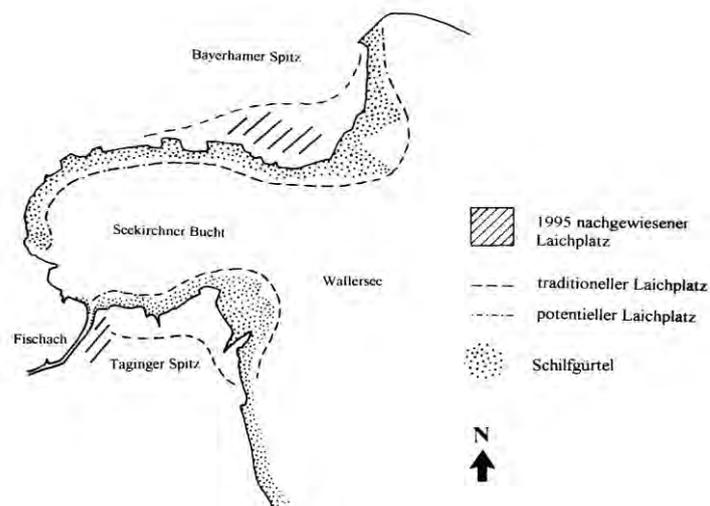


Abb. 4: Hechtlaiplätze im Untersuchungsgebiet.

Die Wassertemperatur betrug 9,5 °C (Oberflächenmessung; 8.00 Uhr). Bemerkenswert ist, dass zwischen den überfluteten Wiesen- und Schilfbereichen und den freien Uferbereichen des Sees starke Temperaturdifferenzen auftraten. Der großflächig überflutete Bereich am Bayerhamer Spitz wies 9,5 °C Wassertemperatur auf, eine weitere, kleinere Überflutungszone am Taginger Spitz 6,8 °C. An der seezugewandten Seite des Schilfgürtels wurden am Bayerhamer Spitz zur gleichen Uhrzeit nur 5,7 °C gemessen.

An den folgenden Tagen war ein Rückgang sowohl in der Wassertemperatur als auch im Pegelstand zu verzeichnen (Abb. 3). Das Wetter war durchwegs trüb und regnerisch. Zeitweise war in den Morgenstunden leichter Schneefall zu verzeichnen. Es konnten keine weiteren Tiere mehr beim Ablichten beobachtet werden. Da die Dauer der Hechtlaizeit mit 2 bis 3 Tagen wahrscheinlich unterschätzt wird (siehe auch Literaturteil), ist anzunehmen, dass in den nächsten Tagen weiterhin schwach abgelaiht wurde (KAPELLER, pers. Mitt.). In Abbildung 3 wird daher neben der nachgewiesenen Laichzeit auch die wahrscheinliche Dauer angegeben. Zwischen 10. und 12.4. wurden die letzten laichreifen Hechte in Reusen gefangen, was das Ende der Laichzeit anzeigt.



Abb. 5: Hechtlaigebiet an der Fischach Anfang April 1995



Abb. 6: Hechtlaiplatz auf einer überfluteten Wiese am Bayerhamer Spitz bei sinkendem Wasserstand Mitte April 1995

Am 10. April waren nur mehr Teile des Taginger Spitzes überschwemmt. Weiter südlich waren keine Überschwemmungsbereiche vorhanden. Auch am Bayerhamer Spitz waren weite Teile des nachgewiesenen Laichgebietes wieder trockengefallen und die Wassertemperatur war auf unter 5 °C gesunken.

Am 10. April wurden in einem überfluteten Becken zwischen dem Seebad Seekirchen und dem Bayerhamer Spitz einwöchige, künstlich erbrütete Junghechte ausgesetzt. Die Wassertemperatur betrug 4,7 °C.

Am nächsten Tag war ein leichter Anstieg der Wassertemperatur zu verzeichnen. Der Wasserstand blieb kontinuierlich sinkend. Die Stelle, an der am Tag zuvor die Junghechte ausgesetzt worden waren, war mit einer Boje markiert worden; spätere Versuche die Brut zu lokalisieren und zu beobachten blieben leider erfolglos.

Am 14. April setzte neuerlich Schneefall ein und die Wassertemperatur sank unter 5 °C. Nach etwa 5 Tagen erwärmte sich das Wasser wieder auf durch-

schnittlich 6,3 °C. Der geschützte, überflutete Bereich, wo die Junghechte ausgesetzt worden waren, war dagegen durch Temperaturen zwischen 9,3 und 10,2 °C charakterisiert.

Am 21. April waren praktisch alle ehemaligen Überschwemmungsbereiche trockengefallen (Pegelstand 164 cm; 505,89 m ü. A.). Die wenigen noch überfluteten Bereiche wurden in zunehmendem Maße durch Wasservögel besiedelt. Besonders zahlreich waren Schwäne, von denen am 21. April 15 Individuen im Bereich eines einzigen überfluteten Abschnitts von ca. 20 m Länge gezählt wurden. Eine Messung des Sauerstoffgehalts des Wassers ergab 9,5 mg/l (85 % Sättigung bei 8,1 °C). Bis zum 26. April waren dann sämtliche überfluteten Abschnitte trockengefallen (Pegelstand 152 cm, 505,77 m ü. A.) und die Wassertemperatur erreichte knapp 10 °C.

Es konnten während der gesamten Untersuchungsperiode keine Larven beobachtet werden, weshalb auch

keine genaue Erbrütungszeit im See bestimmt werden kann. Die Temperaturmessung der Aufzuchtanlage ergab eine Wassertemperatur von 8,8 °C. Bei der künstlichen Erbrütung dauert die Hechtaufzucht bei dieser Temperatur ca. 20 bis 21 Tage (= 176 bis 185 Tagesgrade) (KAPELLER, pers. Mitt.). Da bereits zwischen 10. und 15. April weite Teile des Laichgebietes wieder trockengefallen waren, ist es wahrscheinlich, dass ein Großteil des Laichs vertrocknete.

Die Laichplätze der Hechte müssten bei einer Entwicklungszeit von 3 Wochen und einer Anheftungsphase der Larven von mindestens einer Woche ausgehend vom 5. April (Beginn des Abläichens) bis Ende April, besser bis Anfang Mai, einen Wasserstand von mindestens 506,00 m ü. A. aufweisen. Diese Bedingungen waren 1995 jedoch nur bis zum 16.4. gegeben.

## 4.2 Zander (*Stizostedion lucioperca*)

Das Abläichen der Zander findet am Wallersee von Ende April bis Ende Mai statt. Der Mai war 1995 durch einen mehr oder weniger gleichbleibenden Pegelstand (Monatsmittel 134 cm (505,59 m ü. A.)) charakterisiert (Abb. 7).

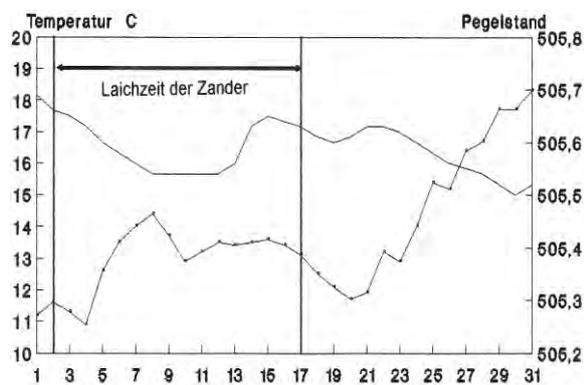


Abb. 7: Temperatur (---, 11.00 Uhr; 0,5 m) und Pegelstand (—, m ü. A.), Wallersee, Mai 1995

Das Abläichen der Zander konnte nicht beobachtet werden, da es in größeren Wassertiefen stattfindet und daher nur schwer beobachtbar ist. Die Zanderester liegen in Tiefen von 1,5 bis 3 Metern und sind bei Windstille vom Boot aus gut als dunkle Flecken am Grund zu erkennen. Die ersten Zanderester wurden am 2. Mai 1995 beobachtet. Die Wassertemperatur betrug 11,5 °C. Am 4. Mai konnten nördlich und südlich der Untiefe am Taginger Spitz insgesamt 20 Zanderester gezählt werden (Abb. 8). Die die Nester bewachenden Männchen waren ebenfalls deutlich zu erkennen. Die Wassertemperatur betrug 20 cm über dem Grund 12,3 °C, direkt am Grund 15,5 °C. Am 10. Mai konnten weitere 4 Zanderester mit bewachenden Männchen in einer Bucht nordöstlich des Seebades von Seekirchen lokalisiert werden (Abb. 8). Die Laichzeit der Zander dürfte sich über etwa 2 Wochen erstrecken, da noch am 17. Mai laichreife Zander gefangen wurden (KAPELLER, pers. Mitt.). Die Oberflächen-Wassertemperatur erreichte in dieser Zeit bis zu 14,4 °C (8. Mai).

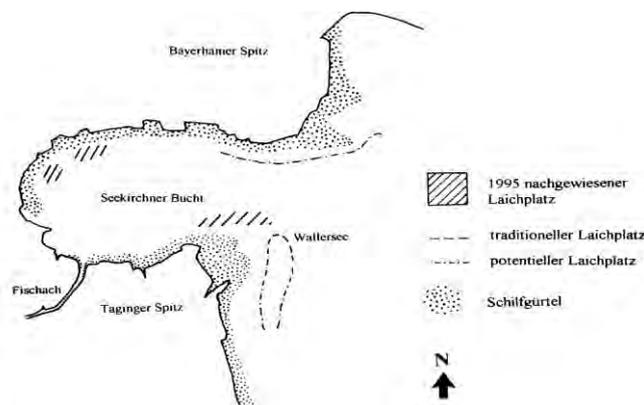


Abb. 8: Laichplätze der Zander

### 4.3 Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Die Laichzeit des Flussbarschs stimmt im Wallersee in etwa mit der Laichzeit des Zanders überein. Das Abbläichen findet also von Ende April bis Ende Mai statt (KAPELLER, pers. Mitt.; SPINDLER, pers. Mitt.). Die Flussbarsche laichen im Freiwasser ab. Sie benutzen Äste, Wurzeln und Pflanzenreste am Gewässergrund als Laichsubstrat. Die Laichplätze befinden

sich im Bereich westlich von Zell am Wallersee nahe dem Ufer, an der Abbruchkante der Untiefe am Taginger Spitz sowie im Bereich der Einmündung des Schlachterbaches (Abb. 9). Die Flussbarschbestände haben in den letzten Jahren, vermutlich durch den Rückgang der Aalpopulation, stark zugenommen (KAPELLER, pers. Mitt.).

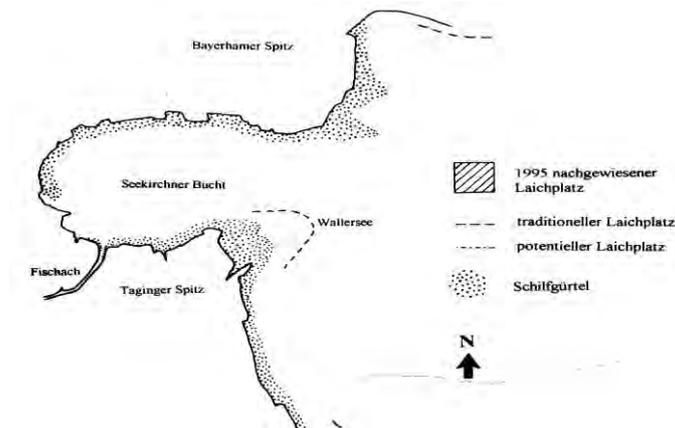


Abb. 9: Laichplätze der Flussbarsche

### 4.4 Aitel (*Leuciscus cephalus*)

Das Aitel laicht im Wallersee von Ende April bis Ende Mai (KAPELLER, pers. Mitt.). Diese Fischart kommt während des Jahres im Wallersee vor, zieht

aber zum Laichen in die Seezuflüsse. Im See selbst sind keine Laichplätze bekannt.

### 4.5 Rotaugen (*Rutilus rutilus*)

Die Laichzeit der Rotaugen fällt am Wallersee in die Zeit von Ende April bis Mitte Mai. Die Laichplätze erstrecken sich über die gesamte Seekirchner Bucht (Abb. 10). Lediglich Bereiche am Bayerhamer Spitz

werden nicht genutzt (KAPELLER, pers. Mitt.). Die Fische laichen im Schilf aber auch an Abbruchkanten ins tiefere Wasser auf Ästen und Pflanzenresten.

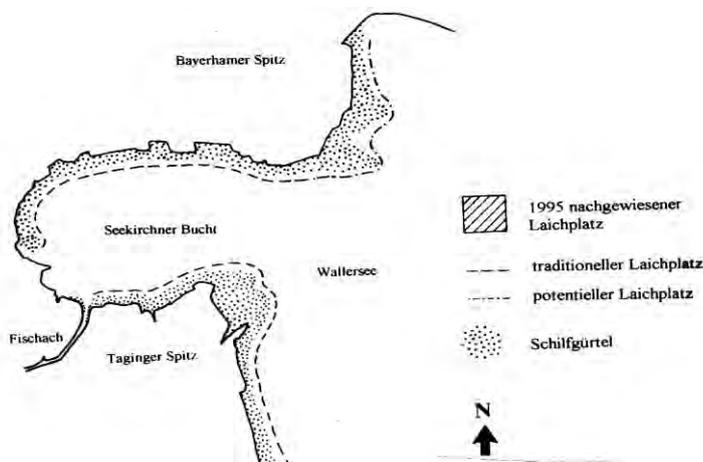


Abb. 10: Laichplätze der Rotaugen und Rotfedern

#### 4.6 Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)

Das Ablachen der Rotfedern findet etwa zwei Wochen später statt als das der Rotaugen (KAPELLER, pers. Mitt.; SPINDLER, pers. Mitt.). Als Laichplätze werden schilfbestandene Flächen im gesamten Bereich der Seekirchner Bucht genutzt (KAPELLER, pers. Mitt.). Die Laichplätze im Schilf sind mit den

von den Rotaugen bevorzugten Arealen identisch (Abb. 10). Durch das Seichterwerden und die Verkleinerung der schilfbestandenen Flächen ist im Wallersee der Bestand an Rotfedern stark zurückgegangen (JÄGER, pers. Mitt.).

#### 4.7 Laube (*Alburnus alburnus*)

Lauben sind Kieslaicher, deren Laichzeit sich am Wallersee von Mai bis Mitte Juni erstreckt (KAPELLER, pers. Mitt.; SPINDLER, pers. Mitt.). Sie laichen in der Seekirchner Bucht im Mündungsbereich von Zuflüssen und steigen dazu auch weit in die Zuflüsse auf. Weitere Laichplätze liegen am Kies des Seekirchner

Seebades und beim Yachtclub (KAPELLER, pers. Mitt.). Durch die Aufschüttung der Uferpromenaden hat diese Fischart, zumindest in Bereichen, an denen keine Abwasserentsorgung in den See vorliegt, an Laichplätzen gewonnen (JÄGER, pers. Mitt.).

#### 4.8 Brachsen (*Abramis brama*)

Brachsen sind Portionslaicher, die ihre Geschlechtsprodukte zwei bis drei Mal im Abstand von etwa 2 Wochen abgeben. Ihre Laichzeit erstreckt sich daher über etwa eineinhalb Monate. Der Beginn der Laichzeit ist im Wallersee für die größeren Individuen bereits Mitte Mai. Meist dauert die Laichzeit bis Ende Juni (KAPELLER, pers. Mitt.; SPINDLER, pers. Mitt.).

Die Tiere laichen hauptsächlich im Schilf und an Makrophyten (Abb. 12). Das Laichgebiet erstreckt sich bis in die Fischach hinein. Außerdem wird am Taginger Spitz, am Bayerhamer Spitz und im Gebiet des Wenger Moores abgelacht (KAPELLER, pers. Mitt.) (Abb. 11).

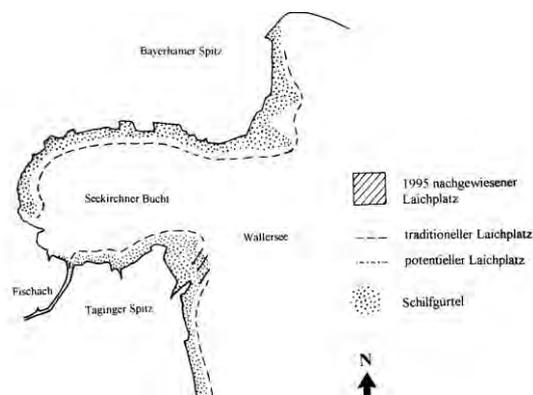


Abb. 11: Laichplätze der Brachsen

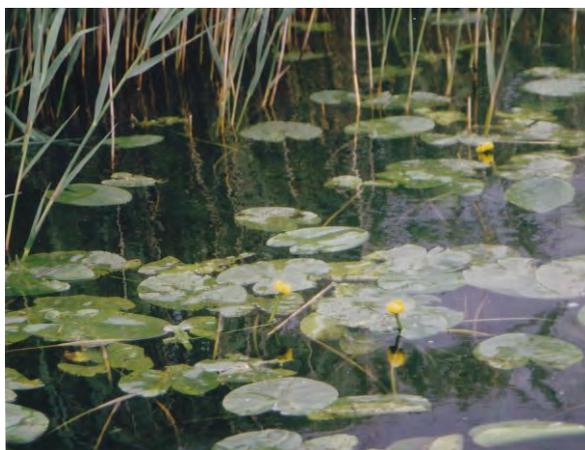


Abb. 12: Brachsenlaichplatz im Schilf- und Makrophytenbereich (Gelbe Teichrose, *Nuphar lutea*), Juni 1995



Abb. 13: Laichplatz der Karpfen. Überschwemmter Schilfbereich, Juni 1995

## 4.9 Karpfen (*Cyprinus carpio*)

Der Beginn der Laichzeit des Karpfens konnte 1995 am 22. Juni festgestellt werden. In den frühen Morgenstunden konnten etwa 20 Individuen am Taginger Spitz beim Laichgeschäft beobachtet werden (KAPPELLER, pers. Mitt.). Gegen Abend war die Laichaktivität abnehmend. Das Wasser wies eine Temperatur von 17,7 °C auf (16.00 Uhr; Oberflächenmessung). Die Temperaturmessungen an der Pegelstelle ergaben am 22.6.95 um 11.00 Uhr 19,0 °C. In den darauffolgenden Tagen kam es zu einem Temperaturabfall auf bis zu 15,9 °C (27.6.1995). Es konnte in dieser Zeit kein Abbläichen von Cypriniden beobachtet werden. Am 28. und 29. Juni stieg die Wassertemperatur schnell wieder auf etwa 20 °C an. An diesen beiden

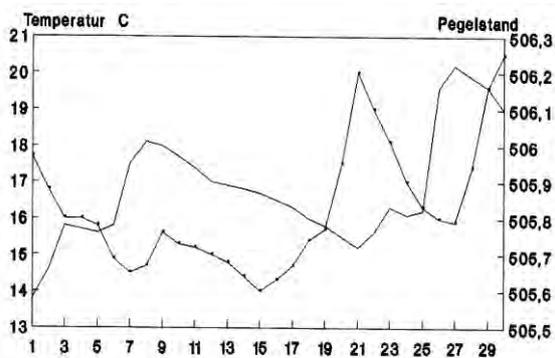


Abb. 14: Wassertemperatur (—, 11.00 Uhr; 0,5 m) und Pegelstand (---, m ü. A.), Wallersee, Juni 1995

Tagen mit sonnigem Wetter konnten den ganzen Tag über besonders viele laichende Individuen verzeichnet werden. Auch der Pegelstand war von 147 cm (505,72 m ü. A.; 21.6.) auf 197 cm (506,22 m ü. A.) angestiegen, sodass große Schilfflächen überflutet waren (Abb. 14). Das Abbläichen erfolgte in dicht bewachsenen Bereichen an Schilf und überschwemmtem Gras (Abb. 13).

Das Hauptlaichgebiet lag am Taginger Spitz (Abb. 15). Am Bayerhamer Spitz konnten keine Beobachtungen gemacht werden. Im schilfbestandenen Bereich des Wenger Moores wurden ebenfalls zahlreiche Karpfen beim Laichgeschäft beobachtet.

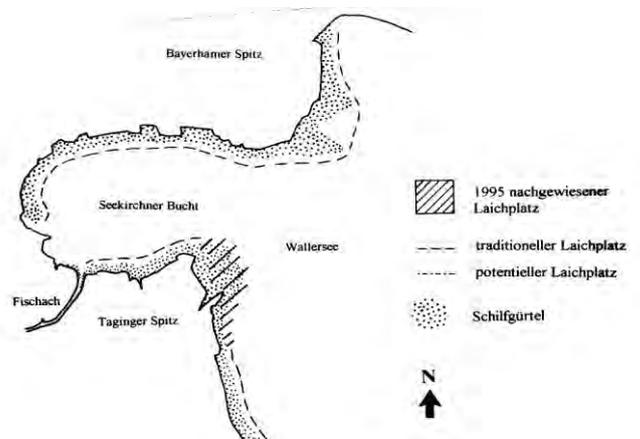


Abb. 15: Laichplätze der Karpfen

## 4.10 Schleie (*Tinca tinca*)

Schleien laichen wie die Karpfen nur bei warmen Wassertemperaturen von Anfang Juni bis Mitte Juli. Sie sind Krautlaicher, die an Schilf und Makrophyten

abbläichen. Ihre Laichplätze sind mit denen der Karpfen und Brachsen ident.

## 4.11 Übersicht

Tabelle 2 fasst die Laichzeiten der wichtigsten Wallerseefische (Frühjahr- und Sommerlaicher) zusammen:

Tab. 2: Laichzeiten der wichtigsten Wallerseefische (nach Angaben der Fischereiausübenden)

	März	April	Mai	Juni	Juli
Hecht					
Zander					
Flussbarsch					
Aitel					
Rotauge					
Rotfeder					
Laube					
Brachsen					
Karpfen					
Schleie					

## 5. Reproduktionsbiologie des Hechtes (Literaturstudie)

### 5.1 Lebensweise

Das Verbreitungsgebiet des Hechtes (*Esox lucius*) umfasst Seen und Flüsse der gemäßigten Klimazonen Europas, Asiens und Nordamerikas. In den Alpen kommt er bis in 1500 Meter Höhe vor (TEROFAL 1984). In Nordamerika lebt der Hecht ("Northern pike") sympatrisch mit dem "muskellunge" (*Esox masquinongy*) (HARRISON & HADLEY 1978). In Nordamerika kommen außer den obigen beiden Arten noch zwei Vertreter der Gattung *Esox* vor (ANONYMUS 1995).

Hechte bewohnen in Gewässer stets seichte Bereiche (KIPLING & FROST 1970). Sie bevorzugen Wassertiefen unter einem Meter (TURNER & MACKAY 1985). Vorkommen unter 10 m Wassertiefe sind extrem selten. Hechte halten sich außerdem meist im Uferbereich auf (DIANA et al., 1977; CHAPMAN & MACKAY 1984). Trübes Wasser wird gemieden. Die Anzahl der Hechte in der Seemitte steigt mit dem Zunehmen der Wassertrübe (VØLLESTAD et al., 1986). Auch an windigen Tagen ziehen sie zur Gewässermite, bleiben aber in Oberflächennähe. Regen beeinflusst den Aufenthaltsort der Fische nicht (CHAPMAN & MACKAY 1984). Zwischen Sommer und Winter gibt es keinen Unterschied im aufgesuchten Habitat (DIANA et al., 1977). Hechte sind tagaktiv (JOHNSON & MÜLLER

1978, DIANA 1980). Die Aktivitätsmuster während des Tages sind jedoch nicht tagesszeitlich abhängig (DIANA 1980). Bezüglich des Sauerstoffgehaltes des Wassers sind Hechte sehr tolerant. Sie überleben im Winter bei geringer Aktivität Minimumkonzentrationen von 0,3 mg pro Liter (2 % Sättigung) (CASSELMAN 1978).

Hechte verteidigen keine deutlichen Territorien (DIANA et al., 1977). Sie wechseln ihr Habitat eher, als immer angenommen wurde (CHAPMAN & MACKAY, 1984). Pro Tag werden Wanderungen zwischen 0 und 4.000 Meter durchgeführt. Meist handelt es sich allerdings um Strecken unter einem Kilometer (DIANA et al., 1977). BRACKEN (1973) gibt an, dass Hechte ortstreu sind und wenig Wanderungen durchführen.

Hechte ernähren sich räuberisch und fressen auch noch bei Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt (EINSELE 1952). Sie können ein hohes Alter erreichen. Die Hechtpopulation setzt jedoch sich hauptsächlich aus Individuen der Altersklassen eins bis vier (89 %) zusammen (VAN ENGEL 1940).

Eine detaillierte Zusammenstellung zur Biologie des Hechtes kann der Literaturstudie von TONER & LAWLER (1969) entnommen werden.

### 5.2 Fruchtbarkeit

#### 5.2.1 Absolute Fruchtbarkeit

Die Absolute Fruchtbarkeit steigt mit der Körperlänge des Weibchens (JUNE 1971, SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984) und kann starke individuelle Schwankungen aufweisen (KIPLING & FROST 1969). Die Absolute Fruchtbarkeit kann bei Hechten glei-

chen Alters abhängig von der Länge bis zu 10-mal höher sein als der niedrigste Wert (SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984). Der Maturitätskoeffizient ist variabel und wird umso höher, je älter der Mutterfisch ist (SUKHANOVA 1979).

Tab. 3: Absolute und Relative Fruchtbarkeit nach verschiedenen Autoren, -... keine Angabe

Autor	Relative Fruchtbarkeit	Absolute Fruchtbarkeit
LINDROTH 1946	-	40.000 Eier (2000 g Weibchen)
ROTH 1960	Etwa 12.000 bis 22.000 pro 500 g Körpergewicht	-
HEALY 1956, 1965	19.600 bis 41.800 pro kg Körpergewicht	-
FROST & KIPLING 1967	27 pro g Körpergewicht.	1,5 kg ca. 28.000-42.000 Eier, 6,8 kg ca. 186.000-226.000Eier.
KIPLING & FROST 1969	zwischen 23 und 30 Eiern pro g Körpergewicht	-
JUNE 1971	-	19.200 bis 193.000 Eier
PRIEGEL & KROHN 1975	-	Weibchen 61,3 cm, 1998 g 45.400 Eier
SUKHANOVA 1979	-	60.800 Eier (14.800 - 121.000).
PADADOPOL et al., 1984	51-108 pro g Körpergewicht.	32.000 bis 79.000 Eier
TREASURER 1990	10-24 Eier pro g Körpergewicht.	-
SPANOVSKAYA und SOLONINOVA 1984.	30 Eier pro g Körpergewicht	-
WRIGHT und SHOESMITH 1988	17,6-19,4 Eier pro g Weibchen	-

### 5.2.2 Relative Fruchtbarkeit

Zur besseren Vergleichbarkeit der Eiproduktion von Fischen verschiedener Größe wird der Begriff der Relativen Fruchtbarkeit verwendet. Die Relative Fruchtbarkeit gibt die Anzahl der Eier pro Einheit Körpergewicht an (SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984). Eine detaillierte Auflistung verschiedener Eizahlen (Literaturwerte) sind Tabelle 3 zu entnehmen. Eine durchschnittliche Hechtpopulation produziert 66.000 bis 206.000 Eier pro Hektar Wasserfläche (CIEPIELEWSKI 1981). In Fischführern wird als Eizahl 40.000 bis 45.000 je Kilogramm Körpergewicht angegeben (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). ROTH (1960) gibt außerdem an, dass ein Liter Hechtlai ch ca. 50.000 Eier enthält.

## 5.3 Gonadenreifung

Die Art der Reifung der Gonaden ist bei männlichen und weiblichen Hechten sehr unterschiedlich. Über den Aufbau der Gonaden im Jahreszyklus existieren detaillierte histologisch-elektronenmikroskopische Studien (SHIKSHABEKOV 1978).

Die Hodenreifung erfolgt im Sommer (DIANA 1983). Die Hoden erreichen ihr Maximalgewicht bereits im Oktober. Es wird den Winter über aufrechterhalten (MANN 1976). Der gonadosomatische Index ist daher bei Männchen von Oktober bis März sehr hoch (TREASURER 1990). Das Gewicht der Hoden beträgt ca. 2 bis 4 % des Gewichts des Männchens (FROST & KIPLING 1967).

Beim Weibchen kommt es erst während des Winters bis zum Februar zur Reifung der Ovarien (MANN 1976). Das Maximum des gonadosomatischen Index wird unmittelbar vor dem Abbläichen erreicht (TREASURER 1990). Die Reifezeit der Eier beträgt 6 bis 8 Monate (JUNE 1971). Die Eireife wird von allen Eiern

## 5.4 Alter beim Erreichen der Laichreife

Das Alter, in dem die Laichreife erlangt wird, ist je nach geographischer Region, dem Wohngewässer und den dortigen Wachstumsbedingungen sehr unterschiedlich (Tab. 4 und 5).

Männchen erreichen meist mit 2 Jahren, Weibchen ab 3 Jahren die Laichreife (MUNRO 1957, WOLFERT & MILLER 1978, TREASURER 1990). Bei ähnlichen Un-

### 5.2.3 Beeinflussung der Fruchtbarkeit

Ökologische Faktoren können einen starken Einfluss auf die Fruchtbarkeit der Hechte ausüben. Die Absolute Fruchtbarkeit sinkt zum Beispiel, wenn die Eier aufgrund von ungünstigen Abbläichbedingungen wieder resorbiert werden (SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984).

Die Eizahl hängt mit den Lebensbedingungen zusammen. In Flüssen ist sie stets geringer als in Seen. Auch der Populationsgröße muss Bedeutung beigegeben werden. Je größer die Population ist, desto geringer ist die Eizahl (SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984). Auch KIPLING & FROST (1969) berichten von einem Anstieg der Eizahlen nach Verkleinerung der Population während mehrerer Jahre. KIPLING & FROST (1969) geben dagegen an, dass kein Zusammenhang der Eizahlen mit Temperatur, Wachstums- und Nahrungsangebot festgestellt werden konnte.

ziemlich gleichzeitig erreicht (LINDROTH 1946). Das Gewicht der Ovarien beträgt dann ca. 18 bis 20 % des Gewichts des Weibchens (FROST & KIPLING 1967).

In wärmeren Gewässern kommt es zu einer rascheren Reifung der Gonaden als in kälteren Gewässern. Außerdem ist der gonadosomatische Index gegenüber kälteren Gewässern erhöht (DANILENKO 1983). Auch DIANA (1983) berichtet von Unterschieden im Beginn der Laichreife in verschiedenen Seen.

Bei beiden Geschlechtern ist die Gonadenreifung bei der Einwanderung ins Laichgebiet abgeschlossen (CARBINE 1942). Hechte erreichen nur in ihrem Lebensraum die Vollreife (LILLELUND 1967). Der Fang der Laichfische unterbricht den natürlichen Reifeprozess der Eier (QUILLIER & LABAT 1977). Hechte, die bis zum Abstreifen gehältert werden erreichen nur selten eine wirkliche Vollreife (LILLELUND 1967).

tersuchungen fand HEALY (1956), dass in manchen Gewässern bereits 74 % der einjährigen Männchen (99 % der dreijährigen) und bereits 70 % der einjährigen Weibchen laichreif waren.

Das kleinste der laichreifen Männchen maß 32,2 cm Länge, das kleinste reife Weibchen 31,7 cm.

Tab. 4: Erlangen der Laichreife nach verschiedenen Autoren. - ... keine Angaben; M/W ... Männchen/Weibchen

Autor	Alter	Länge (M/W) cm	Bemerkungen
MILLER & KENNEDY 1948	5-6 Jahre	-	Kalter See, N-Kanada
MUNRO 1957	2-3	26,3/25,7	Männchen früher als Weibchen
FROST & KIPLING 1967	2 Jahre	40/41,5	beide Geschlechter gleich
JUNE 1971	1-3 Jahre	40/42-63	Männchen früher als Weibchen
PRIEGEL & KROHN 1975	2 Jahre	34-42,8/40,4-57,4	beide Geschlechter gleich
MANN 1976	2 Jahre	-	75% der Hechte
BREGAZZI und KENNEDY 1980	2-3 Jahre	-	selten bereits mit einem Jahr reif
TREASURER 1990	2-3 Jahre	27/28	Männchen früher als Weibchen

Auch HASSLER (1969), JUNE (1971) und PADODOPOL et al. (1984) führen an, dass Männchen bereits mit einem, Weibchen mit zwei Jahren die Laichreife erlangen können. FROST & KIPLING (1967) sowie PRIEGEL & KROHN (1975) geben für beide Geschlechter zwei Jahre als Alter an, in dem die Hechte zum ersten Mal ablaichen. Im Genfer See werden die

Männchen mit einem Jahr, die Weibchen frühestens mit 20 Monaten laichreif (CHEVALIER 1988). In einem kalten See im Norden Kanadas, der das halbe Jahr über mit Eis bedeckt ist, tritt die Laichreife sehr spät ein: Bei Männchen im 5. Sommer, bei Weibchen im 6. Sommer. Erst im 9. Sommer sind alle Individuen laichreif (MILLER und KENNEDY 1948).

Tab. 5: Alter des Hechtes beim ersten Abbläichen (verändert aus FROST & KIPLING 1967)

Gewässer	Autor	Männchen		Weibchen	
		Alter (Jahre)	Länge (cm)	Alter (Jahre)	Länge (cm)
Windermere	FROST & KIPLING (1967)	2	38	2	42
Loch Choin (Schottland)	MUNRO (1957)	3	30	3	31
Lough Glore (Irland)	HEALY (1956)	2	-	2	-
Lough Barnagrow (Irland)	HEALY (1956)	3	-	3	-
Rybinsk Stausee (Russland)	PERMITIN (1959)	2-3	40-44	3-4	40-44
Gewässer in Spanien	CLADERON-ANDREU (1955)	1	45	1	45
Seen in Wisconsin	SCOTT (1954)	2	38-46	2-3	51
Waskesiu See (Kanada)	RAWSON (1932)	4	-	3	38
Großer Bärenssee (Kanada)	MILLER & KENNEDY (1948)	5	39-45	6	39-45

Weibchen reifen später als Männchen (HEALY 1956). RAWSON (1932) gibt dagegen an, dass Weibchen gegen Ende des 3. Jahres, Männchen erst mit 4 Jahren die Laichreife erlangen. Innerhalb einer Altersklasse hängt die Gonadenreifung von der Fischlänge ab (MUNRO 1957). FROST & KIPLING (1967) sowie BLÜM (1985) betonen ebenfalls, dass die Länge des Hechtes für das Erlangen der Laichreife wichtiger sei als das Alter. Männchen erreichen die Laichreife mit einer durchschnittlichen Länge von 27 (TREASURER 1990), 40 cm (KIPLING & FROST 1969, JUNE 1971). Weibchen sind, wenn sie das erste Mal ablaichen, im Mittel 28 cm (TREASURER 1990), 41,5 cm (KIPLING & FROST, 1967) bzw. 42 bis 63 cm (JUNE 1971) lang.

Männchen sind meist kleiner als Weibchen gleichen Alters (CLARK & STEINBACH 1959, HASSLER 1969, PRIEGEL & KROHN 1975). Die Männchen sind ledig-

lich im ersten Lebensjahr größer als die Weibchen. Im zweiten Jahr sind die Weibchen sowohl von der Länge als auch vom Gewicht her größer (WOLFERT & MILLER 1978; ARLATI et al., 1990). Bei Fischen einer Altersgruppe können extreme Größenunterschiede vorhanden sein (PRIEGEL & KROHN 1975). Weibchen erreichen meist auch ein höheres Alter als die Männchen (MILLER und KENNEDY 1948). Die Männchen werden selten älter als 6 bis 8 Jahre, die Weibchen erreichen ein Alter von 11 bis 12 Jahren (BALON, 1965). RAWSON (1932) berichtet, dass Männchen selten größer werden als 70 cm Standardlänge (Länge von der Schnauzenspitze bis zur Schwanzwurzel), schwerer als 3 kg und älter als 10 Jahre.

## 5.5 Laichzeit

### 5.5.1 Einwanderung ins Laichgebiet

Während FABRICIUS & GUSTAFSON (1958) anführen, dass die Zuwanderung zu den Laichplätzen an sonnigen Tagen stattfindet, berichtet CLARK (1950), dass die Zuwanderung hauptsächlich nachts vor sich geht. CARBINE (1942) konnte die meiste Zuwanderung ebenfalls in der Nacht zwischen 18.00 Uhr und 9.00 Uhr vormittags feststellen. Die Zuwanderung nahm 15 bis 24 Tage in Anspruch.

Die Einwanderung ins Laichgebiet kann genau wie der eigentliche Abläichvorgang durch einen Temperaturabfall unterbrochen werden (FRANKLIN & SMITH 1963). Einige Autoren geben jedoch an, dass eine Zuwanderung auch noch bei Eisbedeckung des Sees erfolgt (CLARK 1950, EINSELE 1952, FORNEY 1968). Die Temperaturangaben in der Literatur, die den Beginn der Zuwanderung zu den Laichplätzen festle-

gen, sind ebenfalls sehr weit gestreut: 0 °C (CLARK 1950); 1,1 bis 4,4 °C (durchschnittlich 2,2 bis 2,7 °C) (FRANKLIN & SMITH 1963); zwischen 4 und 5 °C (KARAS & HUDD 1993); 6 und 7 °C Wassertemperatur (CHIMITS 1948). CARBINE (1942) fand dagegen während mehrerer Jahre keine Korrelation zwischen Zuwanderung zu den Laichplätzen und der Wassertemperatur.

Durch Kiemennetzfänge konnte belegt werden, dass die Männchen die Laichplätze schon einige Zeit vor den Weibchen aufsuchen (HEALY 1956, FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, FROST & KIPLING 1967, PRIEGEL & KROHN 1975, FORTIN et al. 1982, CHEVALIER 1988). Bei der Länge der Laichfische gibt es bei der Zuwanderung keine Staffelung (CARBINE 1942).

Tab. 6: Laichzeiten und Wassertemperaturen beim Abläichen nach verschiedenen Autoren; - ... keine Angaben

Autor	Gewässer	Laichzeit	Wassertemp.[°C]
RAWSON 1932	Lake Waskesiu, Kanada	Erste Maiwochen	13 °C
CHIMITS 1948		-	8-12 °C
CLARK 1950	Ohio, USA	Ende März bis Anfang April	14,4 °C
NAWRATIL 1952	Neusiedlersee, Österreich	Ende Februar, März	ab 1 °C; 10,5 °C
HEALY 1956	Seen in Irland	Februar bis April	-
JOHNSON 1957	Ball Chub Lake, Minnesota	Mitte April (7. April-Mitte Mai)	-
ROTH 1960	Südfrankreich	Anfang März bis Mitte Mai	7 °C
FRANKLIN & SMITH 1963		-	11,1-17,2 °C
FROST & KIPLING 1967	Windermere, GB	Mitte März-Anf. Mai v. a. Mitte April	6-8 °C
FORNEY 1968	Nördliche USA	April	-
KENNEDY 1969a	Verschiedene Seen, Irland	Ende März	9-10 °C
COOPER 1971	Fort Peck Reservoir, Montana	April bis Mitte Juni	-
JUNE 1971	Lake Oahe, N-, S-Dakota	-	8,4 °C
SNOW 1974	Murphy Flowage, Wisconsin	Mitte bis Ende April	-
PRIEGEL & KROHN 1975	Big Cedar Lake, Gilbert Lake, Wisconsin	Ende März/Anfang April	10,0-17,8 °C
MANN 1976	Flüsse, Südengland	Ende März bis Mai	-
JUNE 1977	Lake Oahe, N-, S-Dakota	Mitte/Ende April	-
SHIKSHABEKOV 1978		Ende März/Anf. April	5-6 °C
SUKHANOVA 1979		Ende Mai/Mitte Juni	3,8 bis 4,5 °C.
BREGAZZI & KENNEDY 1980	Slapton Ley, Devon	März	-
FORTIN et al. 1982	Richelieu-Fluss, Champlain-See, Kanada	April	5-6 °C
PADADOPOL et al. 1984		Ende Februar bis Anfang April	-
WRIGHT & SHOESMITH 1988	Main Lake, St. Peter's Lake GB	Anfang April bis Anfang Mai	6,3 bis 15,3 °C
TREASURER 1990	Loch Kinord, Loch Davan, Schottland	Anfang bis Mitte April	6,0 bis 7,5 °C

### 5.5.2 Abläichtermin

Die Laichzeit der Hechte ist je nach geographischer Region sehr unterschiedlich und kann von Februar bis Juni erfolgen (Tab. 6). In nördlichen Ländern findet das Abläichen sehr spät statt. SUKHANOVA (1979) berichtet von Gewässern, die erst ab Ende Juni

eisfrei sind. Die Laichzeit fällt hier in die Zeit von Ende Mai bis Mitte Juni bei Wassertemperaturen ab 3,8 bis 4,5 °C. Das Abläichen geht vor allem nach 17.00 Uhr vonstatten, wenn das Wasser sich auf ca. 5 bis 8 °C erwärmt hat. Nach KENNEDY (1969a,

1969b) muss die Wassertemperatur mindestens 9 bis 10 °C betragen. FRANKLIN & SMITH (1963) geben 11,1 bis 17,2 °C an. Versuche in Aquarien zeigten, dass sich Hechte bei 5,5 bis 7,6 °C inaktiv verhielten. Eine Temperaturerhöhung auf 12,5 bis 18,5 °C löste das Ablachen aus (ROTH 1960).

Ausschlaggebend ist ein Ansteigen der Temperatur, unabhängig von welchem Temperaturniveau aus der Anstieg erfolgte (EINSELE 1952). Auch FROST & KIPLING (1967) konnten keine „kritische Temperatur“ für den Beginn des Ablachens feststellen. CHIMITS (1948) gibt an, dass unter 6°C kein Ablachen mehr stattfindet und die Hechte abwandern.

### 5.5.3 Steuerung des Laichtermins

Nachdem die Laichreife eingetreten ist, wird das Ablachen durch Umwelteinflüsse wie Licht, Temperatur und Substrattyp gesteuert (BRYAN 1967). Wassertemperatur (PRIEGEL & KROHN 1975, JUNE 1977) und Wasserstand (HEALY 1956) sind die wichtigsten Faktoren, die die Laichzeit beeinflussen. Aquarierversuche ergaben, dass auch die Lichtverhältnisse die Laichbereitschaft beeinflussen. Bei Dunkelheit wurde der Laichakt unterbrochen (ROTH 1960). Meist wird bei klarem Wasser abgelacht. Schlechte Sichttiefe beeinflussten das Ablachen jedoch nicht (CLARK 1950).

Das Ablachen findet in den frühen Morgenstunden und am Abend statt (PRIEGEL & KROHN 1975). FRANKLIN & SMITH (1963) sowie KENNEDY (1969a) konnten die meisten Beobachtungen von laichenden Hechten am Nachmittag verzeichnen. Das Ablachen findet an klaren Tagen statt (MCNAMARA 1937; zitiert in FRANKLIN & SMITH 1963).

Generell kann festgestellt werden, dass der Ablachvorgang meist dann einsetzt, wenn der Wasserstand des Wohngewässers hoch oder im Steigen begriffen ist (KENNEDY 1969a). Auch eine Erhöhung der Temperatur wirkt auslösend.

EINSELE (1952) gibt an, dass kein allgemein gesetzmäßiger Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und der Laichzeit besteht. Als Beispiel führt er die Laichperioden der Hechte in den Voralpenseen an. Hechtstämme in verschiedenen Seen haben eine innere, erbliche Eigenschaft, was den Zeitpunkt der Laichreife anbelangt. Es gibt keine Bestimmung durch den äußeren Faktor Temperatur. Die Temperatur hat jedoch einen maßgeblichen Einfluss auf das Zuwandern zu den Laichplätzen und die Eiabgabe. Die jeweilige Witterung wirkt auslösend oder hemmend.

Zur Laichzeit der Hechte sind die Temperaturunterschiede zwischen Tag und Nacht sehr hoch, was vor allem auf den natürlichen, flach überstauten Laichwiesen bemerkbar wird (LINDROTH 1946, LILJELUND 1967). Es treten auch starke Tagesvariatio-

nen der chemisch-physikalischen Parameter auf (LINDROTH 1946). KENNEDY (1969a) beobachtete, dass ein Steigen der Wassertemperatur von 6,1 °C auf 10 °C das Ablachen auslöste. TREASURER (1990) führt die gleiche Beobachtung mit einem Temperaturanstieg von 1,5 °C (Laichreife) auf 7,5 °C (Laichbeginn) an. Der Ablachbeginn findet dann statt, wenn ein stärkerer Temperaturanstieg erfolgt (NAWRATIL 1952, TREASURER 1990). Beim Zurückgehen der Temperatur kommt es zum Abbruch des Laichgeschäfts (CHEVALIER 1988).

Bei schlechter Witterung kann das Ablachen einen ganzen Monat später beginnen als in anderen Jahren (KENNEDY 1969b). Ein Kälteeinbruch verzögert das Ablachen oder reduziert die Dauer der Laichzeit (CLARK 1950, KENNEDY 1969a). Dauert der Kälteeinbruch nicht nur einige Tage, sondern 3 bis 4 Wochen, wird die Hauptmasse der Eier in den weiblichen Gonaden wieder abgebaut (CHIMITS 1948). ROTH (1960) berichtet, dass bereits nach einem Temperaturrückgang von 7 °C auf 6 °C die Eier nicht abgegeben wurden und in der Folge viele tote Weibchen aufgefunden wurden. BRUYENKO (1976) beschreibt ein Jahr mit niedrigen Wasserständen. Da die Laichplätze nicht überflutet wurden, begannen 80 % der Weibchen das Laichgeschäft nicht, sondern resorbierten die Eier.

Andererseits können milde Wetterbedingungen den Beginn der Laichzeit um einen Monat vorverlegen (KENNEDY 1969a). Weitere Angaben zu Laichterminen und Beziehungen zwischen Ablachtermin und Temperatur und Wasserstand sind im Anhang unter Abbildung G und H dargestellt.

Während der Laichzeit wird keine Nahrung aufgenommen (GERSTMAIER 1985, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). BRUYENKO (1976) gibt dagegen an, dass sowohl Männchen als auch Weibchen auch während der Laichzeit fressen. Nach der Laichzeit tritt häufig Kannibalismus auf. Nach Rotaugen kommen Hechte in Zeiten nach der Laichzeit an zweiter Stelle der bei Untersuchungen ermittelten Nahrungskategorien (BRUYENKO 1976).

### 5.5.4 Dauer der Laichzeit

Für eine Fischart, die ihre Geschlechtsprodukte nicht portionsweise abgibt, weisen Hechte eine sehr lange Laichzeit auf (PADADOPOL et al., 1984). Die genaue Dauer der Laichzeit ist allerdings schwer zu erfassen, da die Adulten noch eine geraume Weile im Laichgebiet bleiben (FRANKLIN & SMITH 1963) (Tab. 7).

Die Dauer der Laichzeit wird durch die Wassertemperatur beeinflusst. Die Laichzeit zieht sich meist über mehrere Tage hin (LINDROTH 1946, FRANKLIN & SMITH 1963, PRIEGEL & KROHN 1975). JUNE (1971) führt einen Zeitraum von 3 bis 7 Wochen an. CARBINE (1942) stellte Schwankungen von 4 bis 90

Tagen fest. FORTIN et al. (1982) geben bei ungünstiger Witterung 10 bis 20 Tage als Dauer der Laichzeit an, WRIGTH & SHOESMITH (1988) 20 bis 34 Tage, FROST & KIPLING (1967) eine Woche. FRANKLIN & SMITH (1963) konnten während zwei „warmer“ Jahre

die Dauer der Laichzeit auf 4 Tage festsetzen. Durch einen Kälteeinbruch im dritten Beobachtungsjahr verlängerte sich die Dauer der Laichzeit auf 19 Tage. SHIKSHABEKOV (1978) gibt zwei Wochen als Dauer an.

Tab. 7: Dauer der Laichzeit des Hechtes nach verschiedenen Autoren

Autor	Dauer	Bemerkungen
CARBINE 1942	4 bis 90 Tage	
LINDROTH 1946; FRANKLIN und SMITH 1963 PRIEGEL und KROHN 1975	mehrere Tage	
FRANKLIN & SMITH 1963	4 Tage	günstige Witterung
FRANKLIN & SMITH 1963	19 Tage	Kälteeinbruch
FROST & KIPLING 1967	7 Tage	
JUNE 1971	21 bis 49 Tage	
SHIKSHABEKOV 1978	14 Tage	
FORTIN et al. 1982	10 bis 20 Tage	ungünstige Witterung
WRIGTH & SHOESMITH 1988	20 bis 34 Tage	

## 5.6 Laichplätze

### 5.6.1 Rückkehr ins Laichgebiet?

Es existiert die Annahme, dass Hechte jedes Jahr zum Laichen ins gleiche Gebiet ziehen (FROST & KIPLING 1967, BREGAZZI & KENNEDY 1980, MUUS & DAHLSTRÖM 1990, MAIER 1994). Während des restlichen Jahres werden kaum Wanderungen durchgeführt. Hechte sind jedoch nicht territorial, sondern ihr Aufenthaltsort wird durch die Dichte der Beutefische bestimmt (BREGAZZI & KENNEDY 1980). Fänge markierter Hechte zeigten, dass Wohn- und Laichgebiete nicht weit voneinander entfernt sind (FROST & KIPLING 1967).

FRANKLIN & SMITH (1963) konnten mit Markierungsversuchen kein Heimfindeverhalten nachweisen. Sie entnahmen laichreife Hechte aus dem Laichgebiet und setzten sie an anderen Seestellen wieder aus. Es erfolgte kein eindeutiges Zurückwandern ins Laichgebiet, sondern es kam zu einer gleichmäßigen Verteilung der markierten Tiere im See.

Zur Fragestellung, ob Hechte jedes Jahr zum Laichen in das selbe Gebiet ziehen oder gar den Ort zum Laichen aufsuchen, an dem sie Jahre zuvor geschlüpft sind, werden derzeit Versuche am Mondsee durchgeführt (MAIER 1994). Eine Bucht mit einem kleinen Zufluss wurde abgesperrt, was eine Erhöhung der Wassertemperatur auf 13 bis 15 °C zur Folge hatte. Die Differenz zur Seetemperatur betrug 3,6 °C. Ein eingesetztes Hechtpaar laichte erfolgreich ab; zusätzlich wurde Besatz mit Brütlingen durchgeführt. Im August wurden die Junghechte wieder in den Mondsee entlassen. Nach etwa drei Jahren müsste bei Erfüllung der Hypothese die erste Zuwanderung zur Laichzeit erfolgen.

### 5.6.2 Charakteristik der Laichplätze

Die Laichplätze der Hechte sind überschwemmte Wiesen oder seichte, verkrautete Uferpartien (MÜLLER 1983, HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989). Die Überschwemmungsflächen der Frühlingshochwässer sind besonders beliebt (LADIGES & VOGT 1979). Flache Bereiche in geringer Tiefe werden bevorzugt, da hier die Wassererwärmung am stärksten ist (ROTH 1960). Fänge mit Kiemennetzen waren zur Laichzeit in diesen Zonen besonders erfolgreich (KENNEDY 1969). In Fließgewässern leben Hechte nur in lenitischen Bereichen. In Flüssen lebende Hechte laichen jedoch nur selten dort ab (HARRISON & HADLEY 1978). Die Wahl des Laichplatzes wird durch die Weibchen getroffen (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, ROTH 1960).

Tiefen von 20 bis 60 cm werden bevorzugt (KENNEDY 1969a, FORTIN et al., 1982). FROST & KIPLING (1967) beobachteten Hechte in bis zu 15 cm seichtem Wasser. FABRICIUS & GUSTAFSON (1958) geben 5 bis 15 cm als minimale Laichplatztiefe an.

Das Ablachen findet an seichten Plätzen mit abgestorbener oder lebender Vegetation am Boden statt (KENNEDY 1969a). BRYAN (1967) fand bei Zählungen Eier nur an Wasserpflanzen, keine im Schlamm oder Sand. Durch das Anheften an die Vegetation werden die Eier vom Bodengrund ferngehalten, wo der Sauerstoffgehalt des Wassers niedrig ist (FAGO 1977). Die Eidichten sind im Bereich der dichtesten Vegetation am höchsten (PRIEGEL & KROHN 1975). FORNEY (1968) fand keine Beziehung zwischen der Eidichte und einem bestimmten Vegetationstyp oder Vegetationsdichte, obwohl eine geklumpfte Verteilung

der Eier vorlag. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass ideale Temperaturbedingungen in der Wertigkeit über idealem Laichsubstrat stehen. Bei der Untersuchung von Eidichten fanden FRANKLIN & SMITH (1963), dass die ideale Vegetation nicht angenommen wird, wenn das Wasser in dem Bereich zu kalt ist und wenn anderswo ideale Temperaturen zum Abbläichen vorliegen. GILLET & DUBOIS (1995) fanden am Genfer See, wo die Hechte erst Ende April bis Anfang Mai abbläichen, dass die Tiere ihre Geschlechtsprodukte in Tiefen von 3 m abgeben, wo die Wassertemperaturen kühler sind als an der Seeoberfläche (10,5 °C statt 14 °C).

### 5.6.3 Laichsubstrat

Über das bevorzugte Laichsubstrat finden sich in der Literatur widersprüchliche Angaben. Beim Vergleich verschiedener Pflanzengesellschaften erwiesen sich überflutete Wiesen (Gräser) und gemähtes Heu als für Hechte am attraktivsten (MCCARRAHER & THOMAS 1972). Das deckt sich auch mit den Angaben von FABRICIUS & GUSTAFSON (1958), die als bevorzugtes Laichsubstrat überflutete Seggen-Wiesen zwischen Uferlinie und Schilfgürtel anführen. Auch PRIEGEL & KROHN (1975) fanden die höchsten Eidichten auf Seggenmatten. PADADOPOL et al. (1984) führen ebenfalls an, dass die Eier auf abgestorbene Vegetation vom Vorjahr angeheftet werden.

## 5.7 Laichverhalten

### 5.7.1 Verhalten beim Abbläichen

Über den eigentlichen Laichakt existieren meist nur Aquarienbeobachtungen, da Feldbeobachtungen sehr schwierig sind (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958).

Auseinandersetzungen zwischen Männchen treten nur sehr selten auf (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Definierte Laichterritorien sind nicht vorhanden (ROTH 1960). Eine genaue Beschreibung des Zusammentreffens von Weibchen und Männchen findet sich bei (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958).

Ein Weibchen wird meist von zwei bis drei Männchen begleitet (CLARK 1950, ROTH 1960, SUKHANOVA 1979). Selten ist nur ein Männchen beteiligt (CLARK 1950, FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Die Männchen bevorzugen Weibchen, die größer sind als sie selbst (CLARK 1950, FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, ROTH 1960). Die Laichgesellschaft besteht aus Tieren, die zwischen 3+ und 14+ alt sind. Die ersten Tage der Laichperiode werden von älteren Tieren dominiert (9+, 10+), dann von jüngeren (SUKHANOVA 1979).

Die Laichfische schwimmen während des Abbläichens ständig vorwärts (CLARK 1950, FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, ROTH, 1960). Durch das Vorwärtsschwimmen beim Laichen werden die Eier gleichmäßig verteilt. Dadurch wird die Gefahr der Laichräuberei durch andere Fische gemindert (FABRICIUS &

Am wenigsten bevorzugt werden sandig-schlammige Substrate (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, MCCARRAHER & THOMAS 1972). Sie werden nur akzeptiert, wenn keine Pflanzen vorhanden sind (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Unter verschiedenen Makrophyten schnitten *Myriophyllum-Ceratophyllum*-Bestände am schlechtesten ab (MCCARRAHER & THOMAS 1972). FROST & KIPLING (1967) stellten dagegen fest, dass bevorzugt submerse Pflanzen zum Abbläichen benutzt wurden, obwohl Alternativen vorhanden waren.

KENNEDY (1969a) gibt als Laichsubstrat *Agrostis stolonifera*, *Juncus bulbosus* var. *fluviatans*, *Apium inundatum*, *Mentha aquatica* und *Fontinalis* sp. an. In einem anderen See wurde auf geknickten Schilfhalmern (*Phragmites* sp.) und *Littorella* sp. auf Schlamm („Broken reed mat lying on mud“) abgelaicht (KENNEDY 1969a). Andre Autoren berichten vom Abbläichen an Gräsern und Seggen (FAGO 1977, FORTIN et al., 1982), Schilf (HEALY 1956), *Elodea*, *Nitella*, *Myriophyllum* (FROST & KIPLING 1967) und *Potamogeton pectinatus* (MCCARRAHER 1962). In Gewässern ohne Überschwemmungsflächen und reichem Makrophytenbestand dienen oberflächennahe Quellmoosbestände (*Fontinalis antipyretica*) als Hechtläichplätze (BRUNKEN 1986). FRANKLIN & SMITH (1963) stellten keine Bevorzugung spezieller Pflanzen beim Abbläichen fest.

GUSTAFSON 1958). Das Plätschern beim Laichakt ist eher als ein Vorspiel zu betrachten, denn das eigentliche Abbläichen verläuft ruhig (LINDROTH 1946).

### 5.7.2 Zahl der Laichakte

Die Zahl der Laichakte hängt von der Wassertemperatur ab. FABRICIUS & GUSTAFSON (1958) führen 1,5 bis 2,6 Laichakte pro Minute bei 18 °C und 1,7 Laichakte pro Minute bei 12 °C an. CLARK (1950) gibt an, dass alle 3 bis 5 Minuten abgelaicht wird. Nach ROTH (1960) dauert ein Laichakt etwa 0,5 bis 0,8 Sekunden. Er gibt ebenfalls die Zahl der Laichakte mit 1,5 bis 2,6 pro Minute bei 18 °C an. Die Zeitspannen zwischen einer Serie von Laichakten betragen 1 bis 40 Minuten. Pro Serie wurden durchschnittlich 7-8 Laichakte gezählt. Beim Vorwärtsschwimmen dazwischen wurden durchschnittlich 6,5 m zurückgelegt (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958).

### 5.7.3 Dauer des Abbläichens

Die Dauer des Abbläichens hängt von der Länge des Weibchens, das heißt von der Eizahl ab. Kleine Weibchen benötigen zwischen einer Stunde und 5 Stunden 40 Minuten. Große Weibchen laichen oft tagelang (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958).

Durch eine Erwärmung des Wassers wird der Laichakt initiiert, eine Abkühlung wirkt hemmend (FABRI-

CIUS & GUSTAFSON 1958). Auch steigende Lichtintensität wirkt fördernd. An natürlichen Laichplätzen suchen Hechte die wärmsten Stellen. Abends kühlen seichte Stellen am stärksten ab, worauf sich die Hechte zurückziehen. Kühle Nächte, ja sogar bewölkte Tage können das Ablaichen verzögern (CLARK 1950).

#### 5.7.4 Verlassen der Laichplätze

Nach dem Ablaichen verlassen die Männchen die Laichplätze vor den Weibchen (PRIEGEL & KROHN

1975; FORTIN et al., 1982). Die Abwanderung von den Laichplätzen beginnt zwei bis drei Tage nach dem Laichgeschäft und kann sich über 30 Tage hinziehen (PRIEGEL & KROHN 1975). FRANKLIN & SMITH (1963) geben an, dass die adulten Fische nach dem Ablaichen bis auf wenige Ausnahmen noch einen bis drei Monate im Laichgebiet bleiben. Nach der Laichzeit ist der Konditionsfaktor der Weibchen gegenüber den Männchen deutlich erniedrigt (SUKHANOVA 1979).

### 5.8 Hechteier

#### 5.8.1 Aufbau des Eies

Hechteier entsprechen dem allgemeinen Bau eines Teleostereis. Sie sind meist zwischen 2,5 und 3 mm groß und gelblich bis goldgelb gefärbt. Während FRANKLIN & SMITH (1963) angeben, dass keine Ölkügelchen im Inneren des Eis vorhanden sind, berichtet KENNEDY (1969a), dass sich viele kleine Ölkügelchen im Eiinneren befinden. Die Mikropyle weist einen Durchmesser von 3 µm auf (LINDROTH 1946). Die Eihülle (*Zona radiata*) setzt sich aus zwei Schichten zusammen: Die innere Schicht, die *Zona radiata interna* besteht vor allem aus Proteinen und sorgt für mechanische Festigkeit nach der Befruchtung. Die *Zona radiata externa*, die äußere Schicht, setzt sich dagegen aus Polysacchariden und Mucopolysacchariden zusammen (RIEHL 1991). Die gesamte Eihülle besitzt eine Dicke von 12 bis 16 µm (RIEHL & PATZNER 1992). Nach dem Ablaichen nehmen die Eier im Wasser an Volumen zu (Volumszunahme zwischen 25 und 40 %). Die Eischwellung dauert etwa eine Stunde. Die Volumsvermehrung der Rogenmasse beträgt 100 bis 150 %. (LINDROTH 1946).

#### 5.8.2 Anheftung ans Substrat

Hechteier besitzen keine Haftzotten, aber eine klebrige *Zona radiata* (RIEHL & PATZNER 1992). Die *Zona radiata externa* wird nach dem Ablaichen im Wasser stark klebrig und sorgt für die Anheftung der Eier an den Laichsubstraten (GIHR 1958, RIEHL 1991). In die Tiefe sinkende Eier bleiben auf Wasserpflanzen haften (GIHR 1958). Die Klebrigkeit tritt etwa drei Minuten nach dem Zusammentreffen mit Wasser auf (RIEHL 1991).

Die Klebrigkeit der Eier könnte neben der Anheftung ans Substrat auch der Verbreitung dienen. Bei einer Untersuchung an Stockenten wurden Fischeier, die von Hechten stammten, an den Füßen mehrerer Enten gefunden (RIEHL 1991). Auch bei SCHEFOLD (1958) findet sich die Angabe, dass Hechteier durch Wasservögel verschleppt werden.

#### 5.8.3 Eigröße

Über den Durchmesser des Hechteies existieren in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben (Tab. 8). LINDROTH (1946) gibt an, dass das Eivolumen zwischen 6,5 bis 9 mm<sup>3</sup> schwankt. Die Temperatur hat keinen Einfluss auf den Eidurchmesser (DANILENKO 1983), obwohl die Gonadenreifung mit steigender Temperatur rascher vor sich geht.

Zwischen dem Eidurchmesser und der Länge des Weibchens besteht ein Zusammenhang (LINDROTH 1946, WRIGHT & SHOESMITH 1988). Die Eier sind umso größer, je größer und älter der Mutterfisch ist (SCHÄPERCLAUS 1940, PADADOPOL et al., 1984). Die Eier eines Hechtweibchens mit 84 cm Länge weisen einen Durchmesser von 2,75 bis 2,85 mm auf. Hechte mit 27 bis 45 cm Länge besitzen Eier mit 2,50 bis 2,70 mm Durchmesser (SCHÄPERCLAUS 1940). JUNE (1971) bestreitet den Zusammenhang zwischen Eigröße und Fischlänge. Er fand jedoch, dass reife Eier im Ovar (noch nicht abgelaicht) größer sind als bereits abgegebene Eier (siehe Tabelle 7). Kein Zusammenhang existiert allerdings zwischen der durchschnittlichen Eigröße und der zu erwartenden Größe der Larven (WRIGHT & SHOESMITH 1988).

Tab. 8: Eigrößen nach verschiedenen Autoren

Autor	Gewässer	Eidurchmesser [mm]
SCHÄPERCLAUS 1940	zahlreiche	2,5-2,85 mm
CLARK 1950	Ohio, USA	2,3 mm
ROTH 1960	-	2,5-3 mm
FRANKLIN & SMITH 1963	-	2,5-3 mm
FROST & KIPLING 1967	Windermere, GB	2,2-2,5 mm (unbefruchtet) 2,6-2,9 mm (befruchtet)

KENNEDY 1969a	Lough Owel, Irland	2,75 mm
KENNEDY 1969a	Lough Mask, Irland	2,8-3,0 mm
KENNEDY 1969a	Lough Sheelin, Irland	3,0 mm
KENNEDY 1969b	Irland	2,8-3,0 mm
JUNE 1971	Lake Oahe, N-, S-Dakota	2,14-2,77 mm (abgelaicht) 2,30-3,02 mm (im Ovar)
MANN 1976	Flüsse in Südengland	1,9-2,4 mm
BREGAZZI & KENNEDY 1980	Slapton Ley, Devon	2,26-2,56 mm
PADADOPOPOL et al., 1984	Donau, Rumänien	1,5-2,5 mm
WRIGHT & SHOESMITH 1988	Main Lake, St. Peter's Lake GB	2,48-2,80 mm
RIEHL 1991	-	2,5-3 mm
TREASURER 1990	Loch Kinord, Loch Davan, Schottland	1,1-2,4 mm (Fixierte Eier)

Die Druckfestigkeit der Hechteier liegt eine Stunde nach der Befruchtung bei allen Eiern noch unter 100 g (meist weniger als 10 bis 20 g). Frisch befruchtete Eier müssen daher sehr vorsichtig behandelt werden. Nach einem Tag steigt die Druckfestigkeit auf 250 bis 400 g. Nach elf Tagen kommt es zu einem deutlichen Nachlassen der Druckfestigkeit auf weniger als 50 g (SCHÄPERCLAUS 1940)

#### 5.8.4 Befruchtung

Das Ei lässt sich nur innerhalb einer Minute nach der Ablage ins Wasser befruchten. Der Prozentsatz der befruchteten Eier beträgt in der Natur mindestens 75 %, wahrscheinlich mehr (LINDROTH 1946). ROTH (1960) gibt an, dass sich die Mikropyle bei 10 °C Wassertemperatur ein bis zwei Minuten nach dem Kontakt mit Wasser durch Quellung schließt.

Die Menge der Milch beträgt nur bei wenigen Männchen mehr als einige Zehntel Kubikzentimeter. Das Spermium ist nach dem allgemeinen Bauplan eines Wirbeltierspermiums aufgebaut. Sein Kopf misst etwa 1,5 µm im Durchmesser. Ein Kubikzentimeter Milch enthält mehr als 20 Milliarden Spermien (Forelle etwa 10 Mrd.). Die Schwimmzeit der Spermien ist von der Temperatur abhängig: etwa 2 Min bei 5 °C, 1,5 Min bei 10 °C und 1 Min bei 15 °C. Es existiert eine gute Übereinstimmung zwischen der Schwimmzeit und der Befruchtungszeit. Ein schwimmendes Spermium ist befruchtungsfähig, ein unbewegliches nicht. Die Eiflüssigkeit verlängert die Schwimmzeit (LINDROTH 1946).

Die Temperatur hat keinen Einfluss (innerhalb einer natürlich auftretenden Temperaturspanne von 0,2 bis 24 °C) auf eine erfolgreiche Befruchtung. Auch der Sauerstoffdruck zeigt keinen Einfluss auf die Befruchtungsrate. Die Mikropyle ist bei einem pH-Wert von 7,0 am längsten geöffnet. pH-Werte über oder unter 7 verkürzen die mögliche Befruchtungszeit (LINDROTH 1946).

#### 5.8.5 Embryologie

Eine genaue Beschreibung der Eientwicklung findet sich unter anderem bei LINDROTH (1946), WÜLKER (1956), GIHR (1958), FRANKLIN & SMITH (1963) und KENNEDY (1969a).

#### 5.8.6 Eidichten am Laichplatz

Auf den Laichplätzen liegt eine geklumpfte Verteilung der Eier vor (FORNEY 1968, WRIGHT & SHOESMITH 1988). Die Eidichten sind im Bereich der dichtesten Vegetation am höchsten (PRIEGEL & KROHN 1975). WRIGHT & SHOESMITH (1988) fanden zwischen 14 und 671 Eier pro Quadratmeter auf Sand und Schlamm. Die maximale Dichte wurde auf überflutetem Gras erreicht. Hier wurden 729 Eier pro Quadratmeter gezählt. Verschiedene Eidichten und die Überlebensrate der Eier sind der Arbeit von WRIGHT (1990) entnommen.

#### 5.8.7 Gefährdung des Laiches

Die Überlebensrate der Eier ist sehr gering und liegt meist unter 1 % (bis zu 0,0 %) (FAGO 1977). Auch HASSLER (1970) berichtet von hohen Mortalitätsraten, die oft nahe 100 % liegen. Sie können durch einen extrem raschen Temperaturabfall unter 10 °C oder lang anhaltende Perioden nahe 5 °C Wassertemperatur begründet werden. Nachtfröste treten zur Hechtlaichzeit noch öfters auf und gefährden die Gelege, wenn die Temperaturen unter 3 °C fallen (LINDROTH 1946). FORNEY (1967) gibt eine Mortalität der Eier vom Abbläichen bis zum Schlüpfen der Larven von über 80 % an.

Auch die Ablagerung von Schlamm auf den Eiern ist für hohe Mortalitätsraten verantwortlich (WRIGHT & SHOESMITH 1988). Bloßer Kontakt mit Sand oder Schlamm (ohne Sedimentation) tötet die Eier nicht ab (KIPLING & FROST 1970). WRIGHT & SHOESMITH (1988) geben die Eiverluste mit etwa 9-10 % pro Tag an.

Die Eier sind vor allem durch Wind, Wassertrübe und starke Sedimentation gefährdet. WRIGHT & SHOESMITH (1988) stellten weiters hohe Verluste aufgrund von Laichräuberei durch Barsche fest. Auch Schwäne

wurden beim Fressen auf den Hechtlaichplätzen beobachtet.

Während der Erbrütungszeit sind auch ein geringer Sauerstoffgehalt des Wassers, extreme Wassertemperaturen oder starke Temperaturschwankungen für eine hohe Mortalität der Eier verantwortlich (PRIEGEL & KROHN 1975). Ein niedriger Sauerstoffdruck ist vor allem für auf den Boden gesunkene Eier eine

Bedrohung. Nach erfolgreichem Schlüpfen ist der niedrige Sauerstoffdruck am Gewässerboden keine Gefahr mehr (LINDROTH 1946).

Auch sinkender Wasserstand kann den Laich gefährden. Sinkt der Wasserstand nach dem Ablichten stark ab, besteht die Gefahr der Austrocknung des Laiches (HEINISCH 1986, MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

## 5.9 Erbrütung

### 5.9.1 Erbrütungsdauer und -Temperatur

Die Zeitspanne zwischen der Befruchtung des Eies und dem Schlüpfen der Larven wird als Erbrütungszeit bezeichnet. Ihre Dauer wird in der Fischereibiologie in Tagesgraden angegeben. Die Tagesgrade sind

das Produkt aus durchschnittlicher Wassertemperatur [°C] und der Anzahl der bis zum Schlüpfen benötigten Tage (s. Kasten).

$$\text{Tagesgrade (TG)} = \text{Tage} \times \text{Durchschnittswassertemperatur [°C]}$$

Auch die Stadien der Embryonalentwicklung werden in Tagesgraden angegeben (Tab. 9). Das Augenpunkt-

stadium wird nach ca. 80 Tagesgraden erkennbar (SCHÄPERCLAUS 1940).

Tab. 9: Stadien der morphologischen Eientwicklung (aus LILLELUND 1967)

Wärmesumme in TG° für Erbrütungstemperatur 12 °C	Stadium der morphologischen Ei-Entwicklung
2	2-4 Zellstadium
10	Keimscheibe
24	Dotter halb umwachsen
70	Beginn der Pigmentierung der Augenblasen

Die Wassertemperatur beeinflusst die Länge der Erbrütungsdauer (LINDROTH 1946, FORTIN et al., 1982). Kälteeinbrüche führen zu einer Verlängerung der Eientwicklung (BRYAN 1967). Die Zahl der Tagesgrade schwankt mit der Temperatur (LINDROTH 1946). Zur Abgleichung verschiedener Temperatur-

werte kann eine Korrekturtabelle benutzt werden (Abb. 16, aus LINDROTH 1946). In Fischführern wird die Erbrütungsdauer mit 10 bis 30 Tagen (120 bis 140 Tagesgrade) angegeben (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

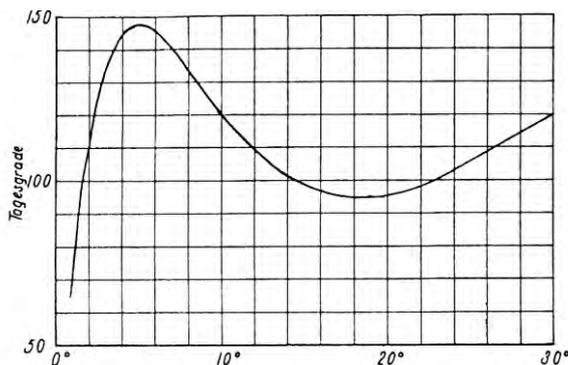


Abb. 16: Berechnete Werte der Tagesgradzahl bei verschiedener Temperatur ( $D_{100} = 4 + 1,26^{19-t}$ ) (aus LINDROTH 1946)

Hechteier besitzen betreffend die Erbrütungstemperatur eine hohe Toleranzbreite. Die Wassertemperatur kann bei der Erbrütung 6 bis 7 °C aber auch 18 bis 20 °C betragen (GIHR 1958). Temperaturen über 20 °C sind schädlich (LINDROTH 1946). Das Hechtei ist gegenüber Temperaturschwankungen besonders unempfindlich. Auch die Lichtverhältnisse haben auf die Embryonalentwicklung keinen Einfluss (LINDROTH 1946).

Die Optimaltemperatur für die Hechterbrütung liegt zwischen 9 und 15 °C (LILLELUND 1967). Die jüngsten Eistadien sind gegenüber Temperaturen oberhalb des Optimums am empfindlichsten. Mit zunehmender morphologischer Entwicklung steigt die Temperaturtoleranz der Hechteier. Der Anstieg ist besonders während der ersten Stunden nach der Befruchtung deutlich. Nach Ausbildung der Keimscheibe ist eine weitere Zunahme der Temperaturtoleranz nur

gering. Nachdem der Dotter vollständig umwachsen ist (entspr. 36 TG° bei 12 °C) können auf den Laichwiesen Tagestemperaturen von 25 °C ohne Schädigung ertragen werden (LILLELUND 1967). Die Überlebensrate der Embryonen liegt zwischen 63,6 und

89,6 % und hängt von raschen Temperaturänderungen ab (FRANKLIN & SMITH 1963). Tabelle 10 gibt eine Übersicht über die Erbrütungs-dauer bei verschiedenen Temperaturen.

Tab. 10: Erbrütungszeit nach verschiedenen Autoren

Autor	Zeit/Temperatur	Tagesgrade
RAWSON 1932	15 Tage	
SCHÄPERCLAUS 1940	Ø 8 °C	118,3 (min. 103,1, max. 138,8)
WURTZ 1944	10 bis 11 Tage bei 12 °C	120 bis 131
LINDROTH 1946	10 °C	120
CLARK 1950	7 bis 10 Tage bei 11,1 °C	78-111
GIHR 1958	8-9 Tage bei 14 °C	112-126
ROTH 1960	bei 12,1 °C bei 13,8 °C bei 14,1 °C	97 bis 109 124 bis 138 127 bis 141
FROST & KIPLING 1967	14 bis 21 Tage bei 6,6 °C bis 12,5 °C; 12 Tage bei 10 °C	Ø 120
KENNEDY 1969a	8 bis 14 Tage	-
PRIEGEL & KROHN 1975	13 bis 16 Tage bei 2,2 °C bis 16,6 °C.	-
IVANOVA & LOPATKO 1983	7 Tage bei 14,6 bis 16,5 °C	102-116

## 5.9.2 Schlüpfvorgang

Beim Schlüpfen wird ein Enzym produziert, das die Wände der Eikapsel dünner werden lässt (KENNEDY 1969a). Je höher die Temperatur ist, desto schneller kommt es zum Schlüpfen der Fischlarven (LINDROTH 1946). Mit abnehmender Wassertemperatur geht eine Verzögerung des Schlupfzeitpunktes einher. Durch den höheren Sauerstoffgehalt in kälterem Wasser tritt die das Schlüpfen auslösende Disharmonie zwischen Sauerstoffbedarf und Sauerstoffangebot erst in einem späteren Embryonalstadium ein (LILLELUND 1967). Dauernde Temperaturen unter 7 °C setzen die Schlupfraten stark herab. Eine kurzzeitige Erniedrigung der Wassertemperatur (zwei bis drei Tage) wirkt sich erst ab 3 °C schädlich auf den Aufzuchtserfolg aus (LILLELUND 1967).

Die Lichtintensität spielt eine große Rolle als Schlüpfungsreiz (LINDROTH 1946). LILLELUND (1967) gibt dagegen an, dass die Lichtverhältnisse auf die Schlupfrate keinen Einfluss haben. Ein niedriger pH-Wert vermindert die Schlupfrate. Der Sauerstoffdruck des Wassers ist ebenfalls ein wichtiger Faktor zur Steuerung des Schlüpfvorganges. Eine Herabsetzung des Sauerstoffdrucks kann ein verfrühtes Schlüpfen auslösen. Zu früh geschlüpfte Larven sind jedoch nicht lebensfähig (LINDROTH 1946). Auch bei kurzzeitiger Erhöhung der Wassertemperatur kommt es zu einem verfrühten Schlüpfen der Larven. Solche Larven sind weniger vital und heften sich schlechter ans Substrat an (LILLELUND 1967).

## 5.10 Larvalentwicklung

### 5.10.1 Die Hechtlarve

Eine frischgeschlüpfte Hechtlarve ist durchschnittlich 8 mm lang und 10 mg schwer (GIHR 1958). Längen von Hechtlarven aus verschiedenen Literaturquellen können Tabelle 11 entnommen werden. Die Larvengröße bei Schlüpfen nimmt mit zunehmender Wassertemperatur zu (LILLELUND 1967). Die Larven besitzen einen großen Dottersack und ein mit Klebdrüsen versehenes Saugorgan, mit dem sie sich ans Substrat anheften können. Sie schwimmen zuerst

leicht seitlich und heften sich innerhalb eines Tages an geeigneten Pflanzen oder anderem Substrat fest. Die ersten 10 Lebenstage verbringen die Larven mehr oder weniger sessil, in dem sie sich an der aquatischen Vegetation anheften (FRANKLIN & SMITH 1963, KENNEDY 1969a). FROST & KIPLING (1967) und IVANOVA & LOPATKO (1983) geben an, dass bereits nach 6 Tagen alle Larven freischwimmend waren (bei 18,5 bis 19,7 °C Wassertemperatur). Bei 10 bis 12 °C bleiben die Larven 8 bis 12 Tage am Substrat angeheftet (SCHINDLER 1935). Die Anhaftphase kann bis

zu drei Wochen betragen (SCHÄPERCLAUS 1940). Während dieser Zeit legen sie nur selten kurze Strecken freischwimmend zurück (SCHINDLER 1935). Beim Vergleich europäischer Hechtpopulationen zeigten sich nur geringe Unterschiede in der Entwicklungsdauer bei gleichen Temperaturbedingungen (LILLELUND 1967).

Bei drei Tage alten Larven werden bereits die Kiemenanlagen sichtbar. Nach 4 Tagen öffnet sich das Maul, nach 5 Tagen der Anus. Der Dottersack wird bis zum 9. Tag verbraucht, am 7. Tag ist oft nur mehr

ein kleiner Dottersackrest sichtbar (FROST & KIPLING 1967). Am 9. Tag entwickelt sich die Schwimmblase. Nach 9 bis 12 Tagen wird die Anheftung an die Pflanzen aufgegeben und die Larven beginnen die freischwimmende Phase. Es kommt zu diesem Zeitpunkt in Anpassung an die Änderung der Lebensweise auch zu einer Änderung der Färbung (KENNEDY 1969a). Eine genaue Beschreibung der Larvalentwicklung findet sich unter anderem bei WURTZ (1944), GIHR (1958) und URHO et al. (1989).

Tab. 11: Längen von Hechtlarven nach verschiedenen Autoren

Autor	Gewässer	Länge d. Larven [mm]	Alter d. Larven
RAWSON 1932	Waskesiu Lake, Kanada	9 mm	frisch geschlüpft
SCHÄPERCLAUS 1940	Werbellinsee	8,5-9 mm	4 Tage (36 Tg°)
SCHÄPERCLAUS 1940	Tschetschsee	12,5-13,3 mm	22 Tage (180,5 Tg°)
LINDROTH 1946	-	ca. 1 cm	frisch geschlüpft
GIHR 1958	-	8 mm	frisch geschlüpft
FRANKLIN & SMITH 1963	-	6,5 - 8 mm	frisch geschlüpft
FROST & KIPLING 1967	Windermere, GB	7,5-8,2 mm	frisch geschlüpft
FORNEY 1968	-	7-9 mm	frisch geschlüpft
KENNEDY 1969a	Lough Owel, Irland	8,25 mm	frisch geschlüpft
KENNEDY 1969a	Lough Owel, Irland	10,2 mm	5 Tage
WRIGHT & SHOESMITH 1988	Main Lake, St. Peter's Lake, GB	7,99-8,09 mm	frisch geschlüpft

### 5.10.2 Entwicklungszeit

Die Entwicklungszeit der Larven ist mit der Wassertemperatur korreliert. Bei 15 °C verläuft die Entwicklung doppelt so schnell wie bei 9 °C. Allerdings verringert sich hierbei die Zeit bis zum Verbrauch des Dottersackes und somit bis zum ersten Beutefang um die Hälfte (LILLELUND 1967). Die Anzahl der Beutereaktionen ist allerdings bei 20 °C sechsmal so groß wie bei 13 °C (BRAUM 1964, zitiert in LILLELUND 1967). Das Temperaturtoleranzlimit (Temperatur-Dauerwert) liegt für Larven zwischen 6,9 und 19,2 °C, wobei frischgeschlüpfte Larven empfindlicher sind als freischwimmende Stadien (HOKANSON et al., 1973).

Mit 3,5 cm Länge (25 bis 30 Tage nach dem Schlüpfen) ist die Larvalentwicklung abgeschlossen und der junge Hecht gleicht in Proportionen und Verhalten bereits einem Adulten (FRANKLIN & SMITH 1963, KENNEDY 1969a). GIHR (1958) gibt an, dass die Larvalentwicklung bei einer Länge von 5 cm abgeschlossen ist.

Die Beobachtungen an Larven wurden im Aquarium durchgeführt, da es unmöglich ist, diese kleinen Organismen in ihrem natürlichen Lebensraum zu beobachten. Die Larven haben ein sogenanntes „home range“, besetzen aber kein Territorium. Bei Massenhaltung werden sie aggressiv (FROST & KIPLING 1967).

### 5.10.3 Dichten von Larven und Junghechten

Zwischen der Dichte der Brutfische und der Dichte der Wasserpflanzen besteht ein Zusammenhang. Je dichter die Vegetation ist, desto mehr Hechte konnten nachgewiesen werden (HAKKARI & BAGGE 1985).

Auch der Wasserstand übt einen Einfluss auf die Jungfischdichten aus (siehe auch Kapitel „Year-class-strength“). Je höher der Wasserstand desto ist, desto größer war die Zahl der nachgewiesenen Hechtbrut (HAKKARI & BAGGE 1985).

Sauerstoffangebot, Wassertemperatur, Zooplanktonzusammensetzung und Kannibalismus sind die wichtigsten Faktoren, die die Produktion bestimmen. Die Produktion von Fingerlingen beträgt durchschnittlich 538 Stück pro Hektar (FAGO 1977).

### 5.10.4 Reaktion der Larven auf Umweltbedingungen

Hechtlarven sind gegen große und rasche Temperaturschwankungen besonders unempfindlich. Auch hohe Temperaturen werden gut vertragen (LINDROTH 1946). Die Brütlinge sind jedoch gegenüber Veränderungen des pH-Wertes empfindlicher als Adulte (MCCARRAHER 1962). Mit zunehmendem Alter kommt es dagegen zu einer Abnahme der Widerstandsfähigkeit gegen Sauerstoffmangel. Die neu-

geschlüpften Larven zeigen keine phototaktische Reaktion. Das widerspricht der Angabe von Hechtzüchtern, dass sich die Hechtbrut nach dem Licht hin sammelt (LINDROTH 1946). CARBINE (1942) berichtet, dass sich Junghechte an sonnigen, warmen Tagen aktiver sind und sich näher an der Wasseroberfläche aufhalten.

### 5.10.5 Nahrung der Larven

Mit einer Länge von 13 bis 13,5 mm beginnen die Larven Nahrung aufzunehmen (KENNEDY 1969a). FRANKLIN & SMITH (1963) stellten fest, dass 12,6 % der 10,0 bis 12,3 mm langen Larven selbständig fraßen. Die kleinste fressende Larve war 10,3 mm lang. Die erste Nahrung besteht aus kleinen Cladoceren und Copepoden (Zooplankton; Larvenlänge von 11 bis 25 mm). Später werden größere Cladoceren, Amphipoden, Isopoden, kleine Larvenstadien aquatischer Insekten (Larvenlänge, 25 bis 35 mm) und Fischbrut (ab 30 mm Larvenlänge) gefressen (RAWSON 1932, HUNT & CARBINE 1951, FROST 1954, KENNEDY 1969a, FAGO 1977). Diejenigen Larven, die bald beginnen, andere Fischlarven zu fangen, wachsen schneller (IVANOVA und LOPATKO 1983). Junge Hechte sind, was die Nahrungswahl angeht, Opportunisten. Die Bevorzugung von Habitaten mit submerser Vegetation ist jedoch nicht mit dem Nahrungsangebot korreliert (HOLLAND und HUSTON 1984).

Die Junghechte besitzen bereits die gleiche Fress-technik wie Adulte (KENNEDY 1969a). Es fallen aber sogar bei Junghechten von einem Elternpaar individuelle Unterschiede in der Beutefangtechnik auf (IVANOVA und LOPATKO 1983).

Genaue Nahrungsanalysen von Hechten finden sich unter anderem in ALLEN (1939), FROST (1954), FRANKLIN & SMITH (1963), LARSEN (1966), JOHNSON (1969), KENNEDY (1969a), HART & CONNELAN (1984), GERSTMAIER (1985), WAHL & STEIN (1988) und CHAPMAN & MACKAY (1990).

### 5.10.6 Kannibalismus

Kannibalismus kommt unter Brütlingen häufig vor (KIPLING & FROST 1970). Durch niedrige Plankton-dichten und den daraus resultierenden schlechten Wachstumsbedingungen kommt es unter den Larven zu einem vermehrten Auftreten von Kannibalismus (BRYAN 1967). HUNT & CARBINE (1951) konnten bei 13,3 % der Junghechte über 21 mm Kannibalismus nachweisen. Ein Kannibale fraß bei Aquarienexperimenten zwischen 0,63 bis 6,0 Larven pro Tag (GILES et al., 1986).

Der Prozentsatz der kannibalischen Individuen steigt mit der Dichte der Hechte im Gewässer (GILES et al., 1986; WRIGHT & GILES 1987). BRY et al. (1992) fanden bei Experimenten mit verschiedenen Jungfischdichten, dass die Individuendichte sowohl den

Beginn als auch die weitere Ausprägung des Kannibalismus beeinflusst. Während der Larvalperiode tritt noch kein Kannibalismus auf. Kannibalische Individuen wachsen schneller (GILES et al., 1986) und sind immer größer als ihre Altersgenossen (BRY et al., 1992).

Bei Hechten zwischen 6 Monaten und 2 Jahren ist Kannibalismus die Hauptursache für natürliche Mortalität (MANN 1982). MÜLLER (1949) beschreibt, dass die Junghechte nicht nur durch Individuen derselben Altersklasse, sondern auch durch die Adulten gefährdet sind. FROST (1954) gibt dagegen an, dass Kannibalismus keine Bedeutung als populationsbeeinflussender Faktor besitzt.

### 5.10.7 Wachstum der Larven und Junghechte

Hechte weisen ein stärkeres Wachstum und eine längere Wachstumszeit auf als andere Fischarten (PROKES 1993). In den ersten 16 Lebenstagen wird die Länge mehr als verdreifacht (RAWSON 1932). Danach beträgt der tägliche Längenzuwachs der Larven 2,4 mm (FORNEY 1968). CARBINE (1942) gibt an, dass die Junghechte während der ersten 82 Lebenstage 1,3 bis 1,8 mm pro Tag wachsen. Im Herbst wird das Wachstum langsamer. Junghechte wachsen im Herbst nur mehr 0,33 mm pro Tag (PROKES 1993). Die Wachstumswerte für die Frühjahrs- und Sommermonate liegen bei PROKES (1993) bei 1,43 bis 1,85 mm pro Tag, bei BRY et al. (1991) zwischen 2,0 und 5,6 mm pro Tag. Die Größenzunahme sinkt während der Larvalphase von 22,2 bis 17,4 % pro Tag (bei 15 °C) und während der juvenilen Phase von 24,1 auf 16,0 % pro Tag (bei 19 °C). Die Voraussetzung für gute Wachstumsbedingungen ist eine geringe Individuendichte (BRY et al., 1991) und nicht zu kalte Wassertemperaturen (HAKKARI & BAGGE 1985). Interessant ist auch, dass Hechtbrut in Bereichen mit dichter Vegetation besser abwächst als über steinigem oder sandigem Grund (HAKKARI & BAGGE 1985).

### 5.10.8 Mortalität

Die Mortalitätsrate zwischen Eiablage und Schlüpfen beträgt über 80 %. Die Überlebensrate ab dem Schlüpfen der Larven bis zur Auswanderung aus den Laichgebieten beträgt 17 % (FORNEY 1968). Im ersten Fressstadium (11 bis 24 mm) hängt die Mortalität der Larven von der Planktonverfügbarkeit ab (KIPLING & FROST 1970). Das Nahrungsangebot wird bezüglich der Mortalität ein wichtigerer Faktor als die Wassertemperatur oder die Sedimentation (HASSLER 1970). Vom Ei bis zum Juvenilfisch liegt die Überlebensrate zwischen 0,08 und 4,62 % (FRANKLIN & SMITH 1963). Selbst die Überlebensrate von Brütlingen, die älter als 30 Tage sind, beträgt in den meisten Fällen weniger als 1 % (WRIGHT 1990). WRIGHT (1990) gibt die Überlebensrate der p o t e n-

t i e l l e n Eiproduktion an: Sie beträgt zwischen 0,00175 % und 0,00315 %.

### 5.10.9 Abwanderung aus dem Laichgebiet

Bereits nach 16 bis 24 Tagen beginnen die Larven aus dem Laichgebiet auszuwandern. Als auslösende Faktoren konnten die Länge (ab 2,0 cm) und die Lichtintensität festgestellt werden (FRANKLIN & SMITH 1963). FORNEY (1968) gibt an, dass die Abwanderung

### 5.11 "Year-class-strength"

Extreme Schwankungen der Stärke der Jahrgänge sind für Hechte typisch (FRANKLIN & SMITH 1963). Es wurden zahlreiche Faktoren erforscht, die die sogenannte „Jahrgangsstärke“ (year-class-strength) bestimmen. Es zeichnen sich hier zwei Trends ab: Ein Teil der Autoren misst den Bedingungen im Sommer und Herbst große Bedeutung bei. Die meisten Literaturangaben beziehen sich aber auf die Wichtigkeit optimaler Bedingungen zur Laichzeit und während der Larvalentwicklung.

KIPLING & FROST (1970) setzen die Stärke der Jahrgänge mit den Temperaturbedingungen im ersten Lebensjahr in Zusammenhang. Vor allem der September und Oktober, aber auch Juli und August sind wichtig. Die Stärke der Jahrgänge ist nicht mit der Populationsgröße oder der Biomasse der Elternpopulation korreliert. Für die Stärke eines Jahrganges sind Lufttemperaturen im Juni, die Wasserstände von Juni bis September und die Stärke des vorjährigen Nachwuchses von Bedeutung (FORTIN et al., 1982). CHRISTIE & REGIER (1988) legten nach umfangreichen Literaturrecherchen die optimale Sommertemperatur für das Wachstum von Hechten bei 19 bis 23 °C fest. Gute Wachstumsbedingungen für Jungfische stärken den Jahrgang insofern, als einsömmerige Hechte nur Beute aufnehmen, die kleiner als 45 % ihrer Körperlänge ist. Daher sind optimale Sommertemperaturen für eine hohe Überlebensrate der Brut wichtig (CRAIG und KIPLING 1983).

Eine Untersuchung von JOHNSON (1957) zeigt eine positive Korrelation zwischen reichen Hechtjahrgän-

### 5.12 Geschlechterverhältnis

Das Geschlecht laichreifer Hechte kann am prall gefüllten Bauch des Weibchens und an den leicht abstreifbaren Geschlechtsprodukten erkannt werden. CASSELMAN (1974) beschreibt Merkmale, anhand derer auch die Geschlechter unreifer Hechte unterschieden werden können. Männchen sind meist kleiner, kantiger und gedrungener als Weibchen. Beim Handling lebender Hechte sind Weibchen weniger

vor allem in den frühen Morgenstunden, an hellen, sonnigen Tagen erfolgte.

Die Junghechte suchen geeignete Habitate auf und sind in der folgenden Zeit nicht auf einen bestimmten Seebereich fixiert. CARLANDER & RIDENHOUR (1955) markierten Hechtbrütlinge und setzten sie zur Untersuchung eines etwaigen Rückfindeverhaltens an acht Seestellen aus. Die Junghechte verteilten sich jedoch über alle Seebereiche. MUUS & DAHLSTRÖM (1990) geben an, dass vor allem Junghechte sehr standortstreu sind.

gen und hohen Wasserständen auf den Laichwiesen auf. Ein hoher Wasserstand während des Ablaischens und ein nur leichtes Absinken während der Erbrütung sind gute Voraussetzungen für ein hohes Jungfischaufkommen (JOHNSON 1957). HASSLER (1969) gibt an, dass die hohen Frühjahrswasserstände den Frühsommer über aufrechterhalten werden müssen. Die Stärke der Jahrgänge hängt mit Wasserständen im Frühjahr, Temperatur, Fläche der überfluteten Vegetation und ruhigem Wetter während der Laichzeit zusammen. Schwache Jahrgänge sind auf abrupte Wassertemperaturschwankungen, fallende Wasserstände und starke Sedimentation zurückzuführen (HASSLER 1970).

Auch LILLELUND (1967) legt dar, dass die Stärke der durch natürliches Ablaischen entstandenen Jahrgänge wesentlich von der Temperatur und den Sauerstoffbedingungen auf den Laichplätzen abhängt. Wasserqualität, Frühjahrs-Wasserstände und Temperaturen sowie die Beschaffenheit der aquatischen Vegetation repräsentieren die Faktoren, die den Reproduktionserfolg der Hechte laut MCCARRAHER & THOMAS (1972) bestimmen.

In einer Langzeitstudie fand KIPLING (1983), dass in unterschiedlichen Jahren unterschiedliche längerfristige Faktoren zum Tragen kamen, die die Jahrgangsstärke beeinflussen. Alle 10 bis 20 Jahre war ein Wechsel zwischen Einfluss des Temperaturregimes, Kannibalismus oder Nahrungsangebot erfolgt.

aktiv. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal kann der Urogenitalporus herangezogen werden.

Das Geschlechterverhältnis (Tabelle 12) ist bei Fängen während des Jahres meist relativ ausgeglichen bzw. liegt eine leichte Dominanz der Männchen vor. Mit zunehmendem Alter verändert sich das Geschlechterverhältnis zugunsten der Weibchen (HASS-

LER 1969, MANN 1976, CIEPIELEWSKI 1981, CHEVALIER 1988). Während bei den einsömmerigen Tieren die Männchen stark dominieren, sind über 78 % aller fünfjährigen Hechte Weibchen (MANN 1976).

Interessant ist, dass sich das Geschlechterverhältnis vor allem zur Laichzeit verschiebt. Bei Studien von BREGGAZZI & KENNEDY (1980) fanden sich zu Laichzeit Verteilungen von 6 bis 7 Männchen auf ein Weibchen. Während des Jahres lag die Verteilung bei 1:1,18 (Männchen:Weibchen). Als Grund wird die unterschiedliche Wanderung zu den Laichplätzen

angegeben. Die idente Beobachtung findet sich auch bei CARBINE (1942). Das Geschlechterverhältnis kann durch unterschiedliche Aktivität unabhängig von Fangort oder Methode saisonal unterschiedlich sein (CASSELMANN 1975).

CASSELMANN (1975) stellt außerdem fest, dass die Untersuchungsmethode Einfluss auf das Ergebnis hat: Angelfischer kamen auf eine Relation von 1,24:1 (Weibchen zu Männchen). Mit anderen Methoden (Netzfang, Elektrofischerei) war das Verhältnis 1,14 Weibchen auf ein Männchen.

Tab. 12: Geschlechterverhältnis nach verschiedenen Autoren

Autor	Weibchen zu Männchen	Bemerkungen
RAWSON 1932	~ 1:1	
CARBINE 1942	1:1,6	Laichzeit: Zahl der Männchen nimmt zu
HEALY 1956	1:1,08	
MUNRO 1957	1:1,09	Variation innerhalb Altersklassen
FRANKLIN & SMITH 1963	1:2,15:bis 1:1,91 (Ø 1:2,03)	im Laichgebiet
JUNE 1971	1:1,8	
PRIEGEL & KROHN, 1975	1:2,0 bis 1:2,3	
MANN 1976	durchschnittlich 1:1	Verschiebung im Alter Richtung mehr Weibchen (78%)
SUKHANOVA 1979	1:1,9	
BREGGAZZI & KENNEDY 1980	1,18:1	Zur Laichzeit 1:6 bis 1:7. Ursache: unterschiedliche Wanderung zu den Laichplätzen
CIEPIELEWSKI 1981	1:1	Ab 4+ mehr Weibchen: 1,25:1, ältere bis 5.1
BODALY & LESACK 1984	zwischen 1:1 und 1,39:1	
CHEVALIER 1988	1:2 bis 1:3	bis zum Alter von 3 Jahren
TREASURER 1990	1:1,19 (See A); 1:1,44 (See B).	

### 5.13 Die Bedeutung der aquatischen Vegetation

Die Wichtigkeit aquatischer Vegetation für Fische und insbesondere für den Hecht ist bereits aus Kapitel 5.6.2 (Laichplätze) und 5.6.3 (Laichsubstrat) ersichtlich. Die aquatische Vegetation erfüllt jedoch nicht nur Aufgaben als Laichsubstrat für Krautlaicher, sondern auch als Lebensraum vor allem der Jungfische. Fische benötigen nicht nur die Existenz einiger Wasserpflanzenarten, sondern das Vorhandensein einer heterogenen aquatischen Flora ist essentiell für das Vorkommen einer vielfältigen Fischfauna (DE NIE 1987).

Durch die Eutrophierung der Seen sind als Sekundärfolge die Schilfbestände oftmals stark zurückgegangen. In vielen hyper- oder eutrophen Seen sinkt der Schilfbestand durchschnittlich um 3 % pro Jahr (zwischen 0,9 und 26 %). Für submerse Wasserpflanzen ist vor allem die durch die Eutrophierung bedingte Trübe eine Bedrohung (DE NIE 1987). Auch in Nordamerika ist durch das Abnehmen aquatischer Vegetation durch Anlage von Stauräumen mit großer Wassertiefe und hart verbauten Ufern, Drainagen und Abtrennen von Altarmen der Lebensraum der Hechte stark reduziert worden (CARLANDER et al., 1978).

Für ein optimales Wachstum von Schilf (*Phragmites australis*) sollte der Stickstoffgehalt des Wassers 5 mg/l nicht überschreiten. Im Sediment (Trockengewicht = TGW) sollte er zwischen 0,3 und 8,0 mg/100g TGW liegen (RODEWALD-RUDESCU 1974, zit. in DE NIE 1987). Auch teppichbildende Fadenalgen haben einen negativen Einfluss auf Schilfbestände (BINZ 1980). Unter diesen Umständen wirken sich auch Fraßdruck durch Wasservögel und Säugetiere sowie anthropogene Einflüsse wie Niedertrampeln bei Bade- oder Bootsbetrieb stärker negativ aus (DE NIE 1987).

Hechte halten sich meistens in seichten Gebieten mit aquatischer Vegetation auf (CHAPMAN & MACKAY 1990). Vor allem die Brut und einsömmerige Hechte benötigen aquatische Vegetation, während zu dichter Pflanzenwuchs für ältere Individuen ungünstig ist und von diesen offene Wasserflächen bevorzugt werden (CHAPMAN & MACKAY 1984). Die Bestandsgröße einer Hechtpopulation hängt weitgehend vom verfügbaren Areal an Vegetation ab (GRIMM 1983). In dicht bewachsenen Bereichen wurden bis zu

0,65 Ind/m<sup>2</sup> gezählt. In Abschnitten ohne Pflanzen waren immer weniger als 0,1 Ind/m<sup>2</sup> nachweisbar (HAKKARI & BAGGE 1985). Die Fänge von Hechten in Bereichen mit submerser Vegetation sind drei Mal größer als an Stellen mit emerser Vegetation und 10-mal größer als an Plätzen ohne Pflanzen (HOLLAND & HUSTON 1984). Larven im Dottersackstadium konnten überhaupt nur in aquatischer Vegetation nachgewiesen werden (WRIGHT & SHOESMITH 1988).

Der Grund für das gehäufte Vorkommen von Hechtbrut in der Nähe von Wasserpflanzen ist darin zu sehen, dass Hechte ihre Eier ausschließlich an geeigneten Wasserpflanzen ablegen. Außerdem spielt das reiche Angebot an Versteckmöglichkeiten und die hohe Nahrungsproduktion in diesen Bereichen eine große Rolle (HAKKARI & BAGGE 1985). In Seen ohne aquatische Vegetation werden die abgelegten Hechteier leicht durch Sedimentation von Sand und Schlamm abgetötet. Das Aufkommen von Jungfischen ist dann besonders bei unruhigen Wetterverhältnissen sehr gering (WRIGHT 1990). Bemerkenswert ist auch, dass Hechtbrut in Bereichen mit dichter Vegetation besser abwächst als über steinigem oder sandigem Grund (HAKKARI & BAGGE 1985).

Zwischen der Länge der Hechte und dem Aufenthalt in dicht bewachsenen Bereichen zeigt sich eine deutliche Korrelation: Hechte unter 41 cm Gabellänge (Länge von der Schnauzenspitze bis zur Einkerbung der Schwanzflosse) sind an aquatische Vegetation als Lebensraum gebunden. Vor allem Hechte unter 30 cm halten sich ausschließlich in bewachsenen Bereichen auf. Hechte  $\geq$  41 cm besitzen einen weiteren Aktivitätsradius und verlassen auch den Pflanzengürtel (GRIMM 1981a, 1981b). Auch BRUNKEN (1986) fand eine unterschiedliche räumliche Verteilung der Hechte. Während sich größere Exemplare meist im Freiwasser und in den Uferbereichen aufhielten, wurden ein- und zweijährige Tiere ( $<$  35 cm Totallänge) überwiegend in Quellmoosbeständen nachgewiesen. Diese räumliche Trennung ist wichtig, da so

## 5.14 Fischereiliche Bewirtschaftung

### 5.14.1. Allgemeines

Hechte besitzen eine große wirtschaftliche Bedeutung und sind vor allem beliebte Sportfische. Fischereiliches Management und wirtschaftliche Analysen der Hechtzucht können unter anderem bei JALABERT & BRETON (1973) und MANELPHE & BRY (1988) nachgelesen werden.

Bei der Untersuchung von Hechtbeständen in Seen mit und ohne Fischfang ergaben sich bei den untersuchten Parametern (Abundanz, Länge, Gewicht, Alter, Wachstum, Geschlechterverhältnis) keine grundsätzlich anderen Strukturen oder Entwicklun-

Kannibalismus vermieden wird. Durch das schützende Quellmoos können genügend Junghechte nachwachsen. Hechte über 44 cm Gabellänge können in dichten Schilfbereichen überhaupt nicht jagen. Jüngere Hechte nützen die Gebiete mit aquatischer Vegetation als Refugialräume, um direkte Interaktionen mit größeren Artgenossen zu vermeiden. Das Aufkommen eines Jahrgangs wird maßgeblich durch die Entwicklung der aquatischen Vegetation und durch Kannibalismus geprägt (GRIMM 1994a). Das potentielle Aufkommen von einsömmerigen Hechten entspricht 40 bis 50 Individuen pro ha bezogen auf die mit emersen Pflanzen bewachsene Seefläche (GRIMM 1994a).

Die Kenntnis der aquatischen Vegetation und des Verhaltens der Hechte birgt - in sehr kleinen, hypertrophen Gewässern - Möglichkeiten, um eine gute Wasserqualität zu sichern. Wenn die bewachsene Fläche 30 bis 50 % der Seefläche ausmacht und der Phosphorgehalt bei 100 bis 200  $\mu$ g P pro Liter liegt, kann die Produktion der planktivoren Fische durch die Hechtpopulation kontrolliert werden (GRIMM & BACKX 1990). Ein stabiler Hechtbestand dezimiert vor allem Rotaugen, die sich von Zooplankton ernähren. Durch die dadurch bedingte Zunahme an Zooplankton kommt es zu einer Regulierung der Phytoplanktondichten und damit zu einer Vermischung der Auswirkung des zu hohen Nährstoffangebotes (DE NIE 1987). Umgekehrt führt eine Abnahme der Makrophyten zur Schwächung der Hechtpopulation durch das Fehlen von Laichsubstrat. Durch den daraus resultierenden fehlenden Fraßdruck auf Cypriniden und somit auf das Zooplankton kommt es zu einer Steigerung der Algenbiomasse und zu einem vermehrten negativen Einfluss auf Makrophyten.

Um die Wasserqualität zu verbessern müssen daher frühere Hecht-Habitate wiederhergestellt werden. Ein Besatz mit Karpfen und Brachsen widerspricht diesen Bestrebungen (GRIMM 1989).

gen. Nur bei einem andauernden intensiven Fischfang ändert sich der Bestandsaufbau bzw. die Abundanz merklich (ANWAND 1994).

Eine intensive Befischung im Frühjahr kann jedoch ein Problem darstellen. Durch die Dezimierung der Laichgemeinschaften bei Befischung an den Laichplätzen wird die Reproduktionskapazität der Population geschwächt (SUKHANOVA 1979). RAWSON (1932) berichtet, dass sich am Waskesiu-See in Kanada die Hechtlaichzeit meist über die ersten zwei Maiwochen erstreckt und in Folge dessen ein Fangverbot bis 15. Mai erlassen wurde, um die Laichgemeinschaften zu schonen.

### 5.14.2 Besatz

In Seen darf nur ein Teil des Gesamtareals für den Hechtbesatz als in Frage kommend erachtet werden. Die Besatzzahlen müssen dementsprechend darauf eingestellt werden (EINSELE 1958). SNOW (1974) berichtet von Erfahrungen mit Hechtbesatz: Durch übermäßige Besatzmaßnahmen wird ein starker Einfluss auf die natürliche Population ausgeübt. Zuerst geht die Abundanz der größeren Individuen zurück. Daraufhin kommt es zu einer Schwächung des Gesamtbestandes. Die Überlebensrate bzw. Mortalität sind anfangs von der Besatzdichte unabhängig. Erst nach zwei Monaten kommt es zu einer Korrelation (WRIGHT & GILES 1987). Der Konditionsfaktor der Besatzechte liegt oft deutlich unter dem der „Ureinwohner“ (RIDENHOUR 1957). Bei der Auswahl der Besatzmenge muss beachtet werden, dass der Hecht bereits bei einer Länge von wenigen Zentimetern ein ausgesprochener Einzelgänger ist (EINSELE 1958). Durch zu hohe Besatzdichten kommt es zu einem Anstieg des Kannibalismus (WRIGHT & GILES 1987). Es soll nur in seichten, ufernahen Gebieten besetzt werden. Richtlinien für den Transport von Setzlingen finden sich bei EINSELE (1958).

Beim Besatz muss außerdem darauf geachtet werden, dass die Besatzechte an die ökologischen Bedingungen in dem Gewässer angepasst sind (NAVARRO & JOHNSON 1992). Besatzechte zeigen oft völlig andere Verhaltensmuster als „einheimische“ Hechte. SNOW (1974) gibt an, dass die Besatzechte vor allem zur Laichzeit sehr stark wandern, während angestammte Hechte nur wenig Wanderungen durchführen. NAVARRO & JOHNSON (1992) berichten von Problemen der Besatzechte mit hohen Wassertemperaturen im Sommer, die für die „einheimischen“ Hechte kein Problem darstellten.

### 5.14.3 Künstliche Erbrütung

Aufgrund der wirtschaftlichen Bedeutung des Hechtes existieren zahlreiche Arbeiten, die sich mit der künstlichen Befruchtung der Eier, der Kryokonservierung von Spermien oder der künstlichen Stimulation zur Abgabe des Laiches beschäftigen (QUILLIER & LABAT 1977, DE MONTALEMBERT et al. 1978, BILLARD & MARCEL 1980).

Laichfische erreichen nur in ihrem Lebensraum die Vollreife. Der Fang der Laichfische unterbricht den

natürlichen Reifeprozess der Eier. Hechte, die bis zum Abstreifen gehältert werden erreichen, nur selten eine wirkliche Vollreife (LILLELUND 1967). In Zuchtanstalten werden die Laichfische beim Abstreifen oft betäubt oder das Ablaiichen wird durch Hormonbehandlung induziert. BRY et al. (1989) zeigten, dass hierbei die Überlebensrate der Weibchen nach Hormonbehandlung nur bei 20 bis 21 % liegt (Vergleichswert: Überlebensrate nach natürlichen Ablaiichen in Ablaiichteichen: 79-85 %).

Ein langes Aufbewahren des Rogens vor der Befruchtung ist nicht möglich (LINDROTH 1946).

Bei Hechten liegt der Bruterfolg in Brutanstalten meist zwischen 30 % bis 80 % und ist somit weit niedriger als bei Salmoniden (LILLELUND 1967). Die Vermischung von Rogen und Milch erfolgt ohne Zugabe von Wasser („trockene Befruchtung“) (EINSELE 1958), da dann die Mikropyle des Eies länger geöffnet bleibt. Die Erbrütung erfolgt in Fischzuchtanstalten in sogenannten Zugerläsern (WURTZ 1944, EINSELE 1958). Die Aufzucht der Larven kann nur mit Naturfutter (Plankton) erfolgen (EINSELE 1958).

Zur Unterstützung der natürlichen Reproduktion ist oft ein Besatz mit Brutfischen nötig. Er sollte allerdings nicht die natürliche Reproduktion ersetzen. Die Voraussetzung für einen Erfolg ist ausreichende Ausbildung der aquatischen Vegetation (COOPER 1971). Auch BRY & SOUCHON (1982) kommen nach Untersuchungen in Teichen zu dem Ergebnis, dass Besatz mit Brütlingen bei geeigneten Lebensbedingungen nicht als alleinige Möglichkeit zur Aufrechterhaltung der Hechtpopulation gelten kann.

ROYER (1971) verglich die Erfolge von Besatzmaßnahmen mit laichreifen Hechten und Brütlingen. Die erstere Methode erwies sich als wirtschaftlicher. Dabei muss aus heutiger Sicht der Dinge bemerkt werden, dass diese Form des Besatzes nur gutgeheißen werden kann, wenn mit Fischen besetzt wird, die ursprünglich aus diesem Gewässer stammen, also in ihren ökologischen Ansprüchen an das neue Gewässer angepasst sind. Bei den Larven, die eingesetzt wurden, zeigte sich eine hohe Mortalitätsrate, da sie inaktiv waren und keine Tendenz entwickelten, sich am Substrat festzukleben (ROYER 1971).

## 6. Reproduktionsbiologie weiterer Wallerseefischarten (Literaturzusammenfassung)

### 6.1 Zander (*Stizostedion lucioperca*)

Das Ablaiichen findet im April oder Mai/Juni (MÜLLER 1949, ANTILA et al. 1988, MUUS & DAHLSTRÖM 1990) bei Wassertemperaturen zwischen 12 und 15 °C statt (NAGIEC 1977, HONSIG-ERLENBURG &

SCHULZ 1989, MUUS & DAHLSTRÖM 1990) und kann sich über bis zu 6 Wochen erstrecken (TESCH 1959). TEROFAL (1984) führt 9 °C als Mindesttemperatur an. TESCH (1959) gibt die niedrigste Wassertemperatur, bei der abgelaiicht wurde mit 11 °C, die höchste mit

19 °C an. SIKSHABEKOV (1978) berichtet, dass die Zuwanderung zu den Laichplätzen ab einer Wassertemperatur von 9 °C beginnt; das Ablaichen findet meist bei 14 bis 16°C statt, ist aber abhängig vom Gewässer. Laichzeiten und kritische Temperaturen können wie auch Eizahlen und andere Reproduktionsparameter der Literaturstudie von DEELDER & WILLEMSSEN (1964) entnommen werden.

Die laichreifen Tiere suchen paarweise ruhige, hartgründige 1-3 m tiefe Uferpartien auf (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). LADIGES & VOGT (1979) geben als bevorzugte Laichplätze 3 bis 5 Meter tiefe Bereiche an. Als Laichplätze werden Stellen bevorzugt, an denen sich Wurzel- oder versunkenes Astwerk befindet. Hier werden flache Laichgruben gebaut, über denen die Eiablage stattfindet (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). TESCH (1959) berichtet von künstlichen Laichsubstraten aus Wacholder- und Kiefernzweigen, die von den Zandern akzeptiert wurden. Die Eizahl wird mit 25.000 bis 75.000 Eier pro Nest angegeben.

Die Eier weisen einen Durchmesser von 1 bis 1,5 mm auf und werden einzeln abgelegt (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). TESCH (1959) beschreibt einen Eidurchmesser von durchschnittlich 1,28 mm. Die Eier haften mit ihren klebrigen Hüllen an den im Nest freigelegten Pflanzenteilen und an Steinen. Die Eizahl beträgt 150.000 bis 200.000 pro Kilogramm Körpergewicht (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Nach der Eiablage bleibt das Männchen am Nest und schützt das Gelege vor Räubern und Verschlammung (MÜLLER 1949, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Entwicklung der Eier dauert etwa eine Woche (110 TG) (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM, 1990). Die Larven ernähren sich zunächst von Zooplankton (NAGIEC 1977). Die Geschlechtsreife wird mit 4-5 Jahren erreicht (LIND 1977).

## 6.2 Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Die Laichzeit schwankt je Gewässer zwischen März/April und Juni (MÜLLER 1949, MUUS & DAHLSTRÖM 1990) und erstreckt sich über eine Zeitspanne von etwa zwei Wochen (SIKSHABEKOV 1978). Das Gonadengewicht der Weibchen beträgt dann bis zu 20 % des Körpergewichts (sonst 3 %). Die Männchen erreichen das Gonadenhauptgewicht bereits im Oktober; es beträgt 8 % vom Körpergewicht (LECREN 1951). Eine Analyse der histologischen Veränderungen der Gonaden des Flussbarsches kann TREASURER & HOLLIDAY (1981) entnommen werden.

Die Wassertemperatur muss mindestens 7-8 °C betragen (REPA 1970, SHIKSHABEKOV 1978, TEROFAL 1984, HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). ZEH et al. (1989) konnten bei

Untersuchungen an Flussbarschen im Zürichsee einen Beginn der Laichzeit am 28.4. bei 8 °C Wassertemperatur in 3 m Tiefe feststellen. In 6 m Tiefe wurde zum ersten Mal am 12.5 bei 10 °C abgelaicht. GILLET & DUBOIS (1995) geben den Beginn des Ablaichens am Genfer See bei 14 °C Wassertemperatur an. Schlechtwetter (Wassertemperatur 10 °C) führte zu einer Ausdehnung der Laichzeit auf über ein Monat. Auch hier wurde zuerst ein Ablaichen auf 4 Metern Wassertiefe beobachtet. Gegen Ende der Laichzeit war die Hauptaktivität der Tiere auf 12 Metern feststellbar.

ZEH et al. (1989) boten Fichtenzweige als Laichsubstrat an und stellten zwischen 5 und 8 Meter Tiefe eine höhere Überlebensrate als in 3 Meter Tiefe fest. MUUS & DAHLSTRÖM (1990) berichten von eher flachen Uferstellen der Seen und Fließgewässer als Laichplätze. Auch MÜLLER (1949) gibt als Laichplätze seichte Bereiche an. Stellen mit leicht fließendem Wasser werden bevorzugt. Die Männchen erreichen die Laichplätze vor den Weibchen (THORPE 1977).

Bei der Eiablage gleitet das Weibchen mit angelegten Flossen (MUUS & DAHLSTRÖM 1990) in Kreisen etwa 30 Minuten lang über das Substrat (Wasserpflanzen, Astwerk, Steine) hinweg. Es wird meist von mehreren Männchen verfolgt (TREASURER 1981) und setzt dabei die Eier in Form von langen, netzartigen Gallerbändern ab (SCHINDLER 1935, LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1990), die unmittelbar danach von einem oder mehreren Männchen besamt werden.

Die Laichbänder können bis zu 1 m lang und mehrere Zentimeter breit sein (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). TREASURER (1981) berichtet von Eimassen, die bis zu 1,5 m lang und 5 cm breit waren.

Die Eizahl schwankt je nach Größe des Weibchens zwischen 12.000 und 300.000 Stück (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Andere Quellen geben Eizahlen zwischen 9.000 und 75.000 Stück bzw. 50 bis 146 Stück pro Gramm Weibchen (Relative Fruchtbarkeit) an (TREASURER 1981). Ausführliche Angaben zur Fruchtbarkeit des Flussbarsches können der Literaturstudie von THORPE (1977) entnommen werden. Der Eidurchmesser beträgt 1,5 bis 2 mm (MÜLLER 1983, TEROFAL 1984), nach dem Aufquellen bis 3,5 mm (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). TREASURER (1981) gibt als Eidurchmesser 0,94 und 1,62 mm an.

Die Brutdauer beträgt 2 bis 3 Wochen (120 bis 160 Tagesgrade) (MÜLLER 1983, TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). REPA (1970) gibt an, dass das Schlüpfen nach ca. 9 Tagen bei 14-16 °C bzw. 9,5 Tagen bei 13-15°C (~135 Tagesgrade). SCHINDLER (1935) legt die Zahl der Tagesgrade mit 140 bis 205 (durchschnittlich 160 bis 190) fest. ZEH et al. (1989) konnten keine einheitliche Anzahl von Tagesgraden feststellen, da die Eientwicklung zwar stark von der

Wassertemperatur abhängt, aber ein Unterschied zwischen "früh" und "spät" abgelegten Eiern gefunden wurde. Bei früh abgelegten Eiern, die bei niedrigerer Wassertemperatur erbrütet wurden, wurden 120-140 Tagesgrade festgestellt, bei später abgelegten Eiern 80 bis 100 Tagesgrade. Die Länge der frisch geschlüpften Larven beträgt 5,8 bis 6,5 mm (REPA 1970). Die Larven sind sofort freischwimmend und bilden dichte Schwärme (SCHINDLER 1935).

### 6.3 Aitel (*Leuciscus cephalus*)

Die Laichzeit des Aitels erstreckt sich von April bis Juni (MÜLLER 1949; MUUS & DAHLSTRÖM 1990). SCHADT (1993) gibt Laichtemperaturen von 15 bis 17 °C an. Die Männchen weisen zu dieser Zeit einen feinkörnigen Laichausschlag auf (LADIGES & VOGT 1979, TEROFAL, 1984; MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Aitel steigen zur Laichzeit häufig in kleinere Nebengewässer auf (BERG & BLANK 1989).

Die Zahl der etwa 1,5 mm großen Eier beträgt ca. 45.000 Stück pro kg Körpergewicht (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Eier sind klebrig und haften an Steinen oder an Wasserpflanzen (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989). Die Erbrütungsdauer beträgt ca. eine Woche (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Geschlechtsreif werden männliche Aitel meist nach drei Jahren, weibliche Aitel nach vier Jahren (BEISENHERZ & SPÄH 1990).

### 6.4 Rotaue (*Rutilus rutilus*)

Das Rotaue laicht in der Zeit von April bis Juni bei einer Wassertemperatur von mindestens 10 °C (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989, MUUS & DAHLSTRÖM 1990) bis 12 °C (SCHADT 1993). Die Zuwanderung zu den Laichplätzen beginnt bei Wassertemperaturen um 8-11 °C (KARAS & HUDD 1993). Das Abläichen erfolgt in Schwärmen an seichten, bewachsenen Stellen der Uferzone (MÜLLER 1949, MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Rotaugen sind gegen Salzgehalt des Wassers relativ unempfindlich und laichen sogar im Brackwasser der Ostsee. Für eine erfolgreiche Fortpflanzung (Eier, Larven, Jungfische) liegt die Grenze des Salzgehalts bei 1,8 ‰. Jungfische ertragen bis zu 12 ‰ (SCHÖFER 1979).

Die Männchen tragen an Kopf und Rücken einen starken Laichausschlag (LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Ablage des gesamten Laichs dauert etwa eine Woche. Hernach bleiben die Männchen oft noch einige Zeit am Laichplatz. Die Eizahl schwankt zwischen 50.000 und 100.000 Stück. LADIGES & VOGT (1979) geben an, dass die Eizahl bei großen Weibchen über 100.000 Stück betragen kann. Der Eidurchmesser beträgt ca. 1 mm (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Eier sind schwach klebrig und haften an Wasserpflanzen, Wurzeln und Steinen. Je nach Wassertemperatur

schlüpfen die 4,5 bis 6,5 mm langen Larven nach 4 bis 10 Tagen und bleiben noch 2 bis 5 Tage mittels Klebdrüsen an Wasserpflanzen angeheftet (MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

Die Männchen reifen durchschnittlich ein Jahr früher als die Weibchen. Männchen sind meist mit 2, Weibchen mit 3 Jahren laichreif. Innerhalb einer Altersklasse sind Weibchen größer als Männchen (VØLLESTAD & L'ABÉE-LUND 1987).

### 6.5 Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)

Die Laichzeit erstreckt sich April bis Mai (MÜLLER 1949). SCHADT (1993) konnte erst ab 18 °C (Mai/Juni) ein erfolgreiches Abläichen beobachten. Die Männchen weisen wie viele Karpfenfische einen feinkörnigen Laichausschlag an Kopf und Rücken auf (LADIGES & VOGT 1979,; MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Tiere suchen in Schwärmen seichte, bewachsene Uferstellen auf ab (LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

Die Eizahl schwankt zwischen 100.000 und 200.000 Eiern. Die klebrigen Eier haben einen Durchmesser von 1,5 mm und werden an Wasserpflanzen abgelegt (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Brutdauer richtet sich nach der Wassertemperatur und beträgt zwischen 3 und 10 Tage. Die Larven besitzen Klebdrüsen, mit denen sie während ihrer ersten Lebenstage an Wasserpflanzen angeheftet bleiben (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Nach 2 bis 3 Jahren sind die Jungfische geschlechtsreif (BEISENHERZ & SPÄH 1990).

Die Art ist bekannt dafür, dass sie sich am Laichgeschäft anderer Karpfenfische beteiligt. Daher werden öfters Bastarde (Blendlinge) zwischen ihr und z. B. dem Rotaue oder der Laube angetroffen (MÜLLER 1983, BEISENHERZ & SPÄH 1990, MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

### 6.6 Laube (*Alburnus alburnus*)

Die Laichzeit dauert von April bis Juni (MÜLLER 1949, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Das Abläichen erfolgt nachts an flachen, kiesigen Uferstellen oder in den Zu- und Abflüssen der Seen (BERG & BLANK 1989, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Bei Wetterstürzen wird die Eiablage unterbrochen und zu späteren Zeitpunkten fortgesetzt (SCHADT 1993).

Die Männchen weisen einen deutlichen Laichausschlag auf ab (LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die klebrigen Eier werden in 3 bis 6 Portionen an Steinen, Wurzeln oder kräftigen Pflanzen abgelegt. Die Eizahl beträgt ca. 1.500 Stück (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). SCHADT (1993) berichtet, abhängig von der Körpergröße des Weibchens, von 7.500 bis 11.000 Eiern, die einen Durchmesser von 1,3 mm (letztes Reifestadi-

um) aufweisen. Die Brutdauer beträgt etwa eine Woche.

Gelegentlich kommen Kreuzungen mit anderen Karpfenfischen (z. B. Rotaugen, Rotfeder) vor (BEISENHERZ & SPÄH 1990).

### 6.7 Brachsen (*Abramis brama*)

Die Laichzeit erstreckt sich je nach Wassertemperatur über Mai bis Juni (MÜLLER 1949). Die laichreifen Tiere suchen in Scharen flache, pflanzenbestandene Uferstellen auf (MÜLLER 1949, TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Männchen beziehen dabei kleine Laichreviere, die sie vor eindringenden Rivalen verteidigen (BEISENHERZ & SPÄH 1990, MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

Die Eiablage erfolgt nachts (LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1990) unter lautem Geplätscher. Sie kann ein- bis zweimal im Abstand von etwa einer Woche wiederholt werden (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Zwischen den einzelnen Laichschüben können im Gewässer große Wanderstrecken zurückgelegt werden (BERG & BLANK 1989). Brachsen bewahren im Gegensatz zu vielen anderen Fischarten auch während der Laichzeit ihr scheues und vorsichtiges Verhalten (MÜLLER 1983).

Die Eizahl schwankt zwischen 92.000 und 338.000 Eiern. Die gelblichen Eier sind klebrig und weisen einen Durchmesser von etwa 1,5 mm auf. Sie haften an Wasserpflanzen und entwickeln sich je nach Wassertemperatur in 3 bis 12 Tagen (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die 4 mm langen Larven sind mittels Klebdrüsen während ihrer ersten Lebensstage an Wasserpflanzen angeheftet. Genauere Angaben über die Reproduktionsbiologie der Brachsen können der detaillierten Literaturstudie von BACKIEL & ZAWISZA (1968) entnommen werden.

### 6.8 Karpfen (*Cyprinus carpio*)

Die Laichzeit erstreckt sich je nach Wassertemperatur über die Monate Mai bis Juli (LADIGES & VOGT 1979, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Wie bei praktisch allen wirtschaftlich wichtigen Fischarten wurde auch beim Karpfen die künstliche Induktion des Laichprozesses genau erforscht (SAAD & BILLARD 1987 u. a.). Die Männchen tragen auf Kopf und Brustflossen einen schwachen Laichausschlag. Das Ablachen erfolgt in Schwärmen an ruhigen, seichten, pflanzenbestandenen Uferstellen (MÜLLER 1949, SARIG 1966) bei Temperaturen von 18 bis 21 °C (HONSIGERLENBURG & SCHULZ 1989, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). BEISENHERZ & SPÄH 1990) geben 18 °C als Mindesttemperatur zum Ablachen an, SCHADT (1993) legt den Wert auf 19 °C fest. Zuchtformen des Karpfens benötigen noch höhere Laichtemperaturen als 18 °C (BERG & BLANK 1989). In nordeuropäischen Seen, in die Karpfen eingesetzt wurden, kommt

es zu keiner erfolgreichen, natürlichen Reproduktion (SARIG 1966).

Der Laich wird ratenweise im Abstand von etwa einer Woche abgelegt. Die Eizahl beträgt 200.000 bis 300.000 je Kilogramm Körpergewicht (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die glashellen, klebrigen Eier haben einen Durchmesser von 1 mm (MUUS & DAHLSTRÖM 1990) bis 1,5 mm (MÜLLER 1983) und quellen nach der Berührung mit Wasser auf ca. 1,6 mm. Eine ausführliche Zusammenstellung der Eizahlen und Eigößen basierend auf verschiedenen Literaturquellen kann SARIG (1966) entnommen werden. Das Weibchen heftet die Eier an Wasserpflanzen an. Ihre Entwicklung dauert 3 bis 5 Tage (60 bis 70 TG) (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). MÜLLER (1983) gibt 70 bis 120 Tagesgrade an. PENÁZ et al. (1983) berichten von besten Erbrütungsergebnissen bei Temperaturen zwischen 15 und 22,5 °C. Bei 10 °C kommt es zum Absterben aller Embryos, bei Temperaturen über 25 °C sind Missbildungen häufig.

Die 5 mm langen Larven besitzen am Kopf Haftdrüsen, mit denen sie 1 bis 3 Tage an Pflanzen angeheftet bleiben. Eine detaillierte Beschreibung der Larvalstadien ist in SARIG (1966) aufgelistet. Die Laichreife tritt im 3. bis 4. (MÜLLER 1949) bzw. 4. bis 5. Sommer ein (SARIG 1966, MÜLLER 1983).

### 6.9 Schleie (*Tinca tinca*)

Das Ablachen findet in den Monaten Mai bis Juli bei Wassertemperaturen um 19 bis 20 °C statt (HONSIGERLENBURG & SCHULZ 1989, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die laichreifen Tiere schließen sich zu Schwärmen zusammen und streifen am Ufer entlang (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Ablage des gesamten Laichs dauert 1,5 bis 2 Monate (SCHADT 1993), da der Laich portionsweise in Abständen von etwa 2 Wochen an Wasserpflanzen abgesetzt wird. Die Eizahl eines 500 g schweren Weibchens beträgt ca. 300.000 Eier. Ein großes Weibchen kann bis zu 900.000 Eier abgeben. Die Eier sind sehr klein (LADIGES & VOGT 1979), ihr Durchmesser schwankt zwischen 0,8 und 1 mm (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Entwicklung der Eier dauert bei 20 °C etwa 3 Tage (60 bis 70 TG) (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die 4-5 mm langen Larven besitzen Klebdrüsen, mit denen sie sich an Wasserpflanzen anheften (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Sobald die Kiemen funktionsfähig sind werden diese Haftorgane wieder zurückgebildet.

### 6.10 Aalrutte (*Lota lota*)

Die Aalrutte lebt als einziger Vertreter der Familie der Dorsche (Gadidae) im Süßwasser (MÜLLER 1983). Sie ist ein Winterlaicher (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Ihre Laichzeit erstreckt sich von November bis März (LADIGES & VOGT 1979, MUUS &

DAHLSTRÖM 1990) bei Wassertemperaturen von 0,5 bis 4 °C. Jüngere Aalrutten ziehen in Scharen flussaufwärts. Ältere Tiere in Seen laichen in der Tiefe (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Eizahl beträgt 1.000.000 je Kilogramm Körpergewicht (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Ein Weibchen kann bis zu 5 Millionen Eier ablegen (MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

Die ca. 1 mm großen Eier (MÜLLER 1983, TEROFAL 1984) enthalten eine große Ölkugel, mit deren Hilfe sie im Wasser schweben (planktonische Eier sind charakteristisch für die Familie der Dorsche) (MUUS & DAHLSTRÖM 1984). BERG & BLANK (1989) geben an, dass die Eier nur in Seen schweben. Die Eier sind klebrig und haften in Fließgewässern an Wasserpflanzen, Wurzeln und Steinen. Auch LADIGES & VOGT (1979) beschrieben, dass der Laich in Gruben oder an Pflanzen abgelegt wird. Die Brutdauer beträgt je nach Wassertemperatur 1,5 bis 2,5 Monate (TEROFAL 1984, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die 3 mm langen

## 7. Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die Laichzeit der Hechte am Wallersee von Wasserstand und Wassertemperatur gesteuert wird. Dieses Ergebnis deckt sich mit den Ergebnissen von Arbeiten an zahlreichen anderen Gewässern (unter anderem: HEALY 1956, PRIEGEL & KROHN 1975, JUNE 1977). Das Ansteigen von Wassertemperatur und Pegelstand führte zum Beginn des Ablai-chens. Die dabei gemessene Wassertemperatur von 6,6 °C als "kritische", den Laichvorgang auslösende Temperatur festzulegen, ist nach einem Beobachtungsjahr sicher verfrüht. Weiters muss beachtet werden, dass innerhalb der Laichgebiete und auch zum See hin große Temperaturschwankungen auftreten (zum Beispiel 9,5 °C im Bereich einer flach überschwemmten Wiese und 5,7 °C im See am 6.4.1995 um 8.00 Uhr).

HEINISCH (1986) gibt für die Jahre 1982 und 1983 für die Wallersee-Hechte 6 bis 8 °C als Temperaturbereich an, in dem das Laichgeschehen ausgelöst wurde. Beim Studium der Literatur fällt auf, dass oft nicht eine bestimmte Temperatur, sondern ein Temperaturanstieg das Ablai-chen auslöste. EINSELE (1952) bekräftigt, es sei unabhängig von welchem Temperaturniveau aus der Anstieg erfolge.

Nach zwei Beobachtungstagen konnten keine weiteren Hechte mehr beim Ablai-chen beobachtet werden. Ein Kälteeinbruch verzögert das Ablai-chen oder reduziert die Dauer der Laichzeit (siehe Kapitel 5.5.3). 1983 kam es am Wallersee durch das Absinken der Wassertemperatur zu einer "Ablai-cha-pause" von fünf Tagen (HEINISCH 1986). Anschließend wurde weitere fünf Tage lang abgelai-cht. Es kann nicht als sicher angenommen werden, dass durch den Kälteeinbruch im April 1995 eine Unterbrechung beim Ablai-chen

Larven leben pelagisch in oberflächennahen Wasserschichten (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Aalrutten werden mit drei bis vier Jahren geschlechtsreif (MÜLLER 1983).

### 6.11 Seeforelle (*Salmo trutta f. lacustris*)

Die Seeforelle bewohnt große, tiefe Seen und laicht in den einmündenden Flüssen von September bis Dezember (LADIGES & VOGT 1979, MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Der Laichaufstieg beginnt teilweise bereits Ende August (BERG & BLANK 1989). Die Jungfische wachsen ebenfalls in den Zuflüssen auf (MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Zahl der 5-5,5 mm großen Eier beträgt 1000 bis 2000 Stück pro Kilogramm Weibchengewicht. Die Eier werden in Laichgruben abgelegt und mit Kies bedeckt (TEROFAL 1984). Die Tiere werden mit 3 bis 5 Jahren geschlechtsreif (MUUS & DAHLSTRÖM 1990).

stattfind, da keine Beobachtungen mehr gemacht werden konnten. Gemäß der bekannten Dauer der Hecht-Laichzeit (siehe Kapitel 5.5.4) sind zwei Tage als Dauer der Laichzeit vermutlich zu wenig. Da 1995 noch etwa eine Woche nach Beginn der Laichzeit laichreife Hechte in Reusen gefangen wurden (KAPPELLER, pers. Mitt.), ist anzunehmen, dass nach den erfolgten Beobachtungen weiterhin schwach abgelai-cht wurde.

Die von HEINISCH (1986) für die Jahre 1982 und 1983 beschriebene Situation der Laichplätze war auch 1995 gegeben (Laichplätze über Riedgraswiesen, geknickte Schilfhalme). Wenn auch die Wiesen am Bayerhamer Spitz zur Laichzeit vollständig überschwemmt waren, so bewirkte der rasch sinkende Wasserstand vermutlich ein Trockenfallen und Absterben der Eier.

Am Taginger Spitz konnten keine Hechte beobachtet werden. Da die Wiesen am Taginger Spitz aufgrund des höher liegenden Umlandes erst ab stärkeren Hochwässern überflutet werden, ist das potentielle Hechtlaichgebiet hier auf die Fläche im Schilfbereich beschränkt. Ein Ablegen der Eier im Schilfgürtel, wie es durch HEINISCH (1986) beschrieben wird, konnte 1995 nicht festgestellt werden. Auch Verdriftung durch Ostwind oder Verschlammung sind 1995 nicht für geringes Aufkommen verantwortlich.

Bei niedrigem Wasserstand kann der sehr dichte Schilfgürtel an manchen Stellen für die laichreifen Hechte eine Barriere darstellen. Da aber das Ablai-chen zumeist bei höherem Wasserstand erfolgt, ist für das Erreichen der Laichflächen ein Abmähen von Schilfflächen oder das Schaffen von "Durchzugsgas-

sen" nicht notwendig (Schlussfolgerungen stützen sich auf Literatur und Beobachtungen n u r e i n e s Jahres). Wird jedoch bei niedrigerem Wasserstand an der seezugewandten Schilfseite und im Schilf abgelaicht (siehe HEINISCH 1986) könnten durch künstliche Schneisen im Schilf Bereiche geschaffen werden, die den Laich vor Verdriftung und Verschlammung nach starkem Wellengang (Ostwind) schützen würden.

Der Hechtbestand im Wallersee kann derzeit vermutlich nur mehr durch künstliche Aufzucht (Abstreifen von laichreifen Hechten aus dem Wallersee, Erbrütung in Zugerläsern, Besatz mit den Brütlingen) erhalten werden. Andererseits stellt der Fang von laichreifen Rognern und Milchnern eine massive Störung für die Fische an den Laichplätzen dar. Dazu kommt, dass die Haut vor allem großer Laichfische nach dem Fang in Netzen so verletzt wird, dass sie nach dem Abstreifen getötet werden müssen. Es wäre daher sinnvoll, vor allem in günstig erscheinenden Jahren bzw. nach der Seespiegelanhebung, einen Bereich auszuwählen, der frei von Netzen und Eingriffen bleibt und als Laichplatz für natürliche Reproduktion dienen soll. Wenn die Reproduktion des ursprünglichen Hechtbestandes gesichert ist, ist die Laichfischerei stark einzuschränken. Wo Laichfische-

rei betrieben wird, ist darauf zu achten, dass die Fische beim Fang unbeschädigt bleiben.

Ein Vergleich der Pegelstände (Monatsmittel) der Monate März und April der Jahre 1982 und 1983 mit 1995 zeigt, dass sich der April-Wert von 1995 deutlich von den anderen Jahren abhebt (Tab. 13): Das Monatsmittel lag im April 1995 knapp über 506 m ü. A., was für das Ablichten der Hechte ideale Bedingungen signalisiert. Dieser hohe Wert wird durch die Hochwassersituation am Monatsanfang erreicht. Durch das rasche Absinken des Wasserstandes Mitte April fielen dennoch die Laichplätze sehr schnell trocken.

Obwohl im April 1982 ein niedrigeres Monatsmittel vorliegt als 1995, schreibt HEINISCH (1986), dass im April 1982 (Beginn der Hechtlaichzeit am 9.4.1982) *"der Seespiegel ... nicht beträchtlich sank, sodass am 29.4. bereits geschlüpfte Junghechte gesehen wurden"*. Eine genaue Betrachtung der Pegelstandskurve vom April 1982 zeigt allerdings, dass der Wasserstand erst gegen Mitte des Monats stark anstieg, wodurch die Bedingungen für eine erfolgreiche Hechtaufzucht während der Erbrütungszeit trotz des niedrigeren Monatsmittels gegeben waren.

Tab. 13: Pegelstand/Monatsmittel März und April 1982, 1983 und 1995

Monatsmittel m ü. A.		Monatsmittel m ü. A.	
März 1982	505,76	April 1982	505,65
März 1983	505,57	April 1983	505,64
März 1995	505,82	April 1995	506,03

Eine Überflutung der Laichplätze muss nicht nur während der Laichzeit, sondern auch während der etwa dreiwöchigen Erbrütungszeit der Eier und der Anheftungszeit der Larven (etwa eine Woche) gegeben sein. Die Larven, die noch am Laichsubstrat angeheftet sind, können Wasserspiegelschwankungen nur schwer folgen. Das belegen auch Untersuchungen von Wasserspiegelschwankungen durch Pumpspeicherwerke (GEIGER et al., 1975). Bei steigendem Wasserstand kann die Brut die sich vergrößernde Anheftfläche nutzen. Sinkendes Wasser führt zu Schwierigkeiten bei der Anpassung. Die Larven reagieren erst, wenn sie sich bereits nur mehr 1-2 mm unter der Wasseroberfläche befinden. Die Brutfische besitzen keine Verhaltensnorm, die auf ein Absinken des Wasserspiegels zugeschnitten ist. Bei Pumpbetrieb steigt die natürliche Sterberate von 0,26 % pro Tag auf 0,53 % pro Tag (GEIGER et al., 1975).

#### Schl u s s f o l g e r u n g :

Die Hechtlaichplätze am Bayerhamer Spitz müssten bei einer Entwicklungszeit von drei Wochen und einer Anheftungsphase der Larven von mindestens einer Woche ausgehend vom 5. April (Beginn des Ablichtens) bis Ende April, besser bis Anfang Mai,

einen Wasserstand von mindestens 506,00 m ü. A. aufweisen. Diese Bedingungen waren 1995 jedoch nur bis zum 16. April gegeben.

Durch die geplante Seespiegelanhebung des Wallersees wird neben der Vergrößerung der potentiellen Ablichtflächen für Krautlaicher auch eine Möglichkeit zur Regulierung der Pegelstände entstehen, die vor allem den Hechten, die wie keine andere Fischart auf Überschwemmungsflächen angewiesen ist, zugute kommen kann. Aufgrund des Pilotcharakters des Projektes Seespiegelanhebung ist Literatur über Reaktionen der Fischfauna auf Veränderungen des Wasserstandes selten. Erfahrungen beim Aufstau von Gewässern zeigten, dass im ersten Jahr nach der Aufstauung die Häufigkeit von Junghechten (0+) 4 bis 10 Mal höher war als in den darauf folgenden Jahren. Die überflutete terrestrische Vegetation war anscheinend nur im ersten Jahr dem Reproduktionserfolg der Hechte förderlich. Auf das Wachstum, den Konditionsfaktor und die Mortalität adulter Hechte hatte der Aufstau keinen Einfluss (BODALY & LESACK 1984). Dass die Hechte nur vom ersten Jahr nach dem Aufstau profitieren konnten, zeigt, dass diese Fischart jedes Jahr zum Ablichten Über-

schwemmungsflächen benötigt und neu entstandene Areale rasch nutzt. Ein schwankender Wasserstand (Frühjahrshochwasser) ist demnach wichtiger als dauerhaft überflutete seichte Bereiche. Größere Flächen mit aquatischer Vegetation wären zur Stärkung des Hechtbestandes nützlicher als ständige fischereiliche Eingriffe. Durch die Zunahme an Retentionsmöglichkeiten für Junghechte käme es - verbunden mit günstigen Ablaihbbedingungen - bald zu einer Stärkung und Stabilisierung des Bestandes.

Eine Differenzierung zweier Hechtpopulationen mittels unterschiedlicher Laichzeit konnte 1995 nicht festgestellt werden, da nur eine Laichperiode beobachtet wurde. Diese liegt zeitlich zwischen den für die Ur- und Besatzhechte angegebenen Terminen. Die Urhechte laichen Mitte März bis Ende März, die Besatzhechte Mitte bis Ende April. Die 1995 im Wallersee festgestellte Hechtlaichzeit begann am 5. April.

Um die Frage der Hechtlaichzeiten genau zu klären, ist neuerliche Beobachtung 1996 bzw. Befragung der Fischer nötig. Auch die Körperform der Fische kann eventuell zur Typ-Bestimmung herangezogen werden. Falls zwei Typen gefunden werden, kann nur eine genetische Untersuchung die Frage klären, ob es sich tatsächlich um zwei unterschiedliche Rassen handelt. Untersuchungen (Analyse der Allozym-Variation mittels Gelelektrophorese) haben ergeben, dass bei Hechtpopulationen verschiedener Gewässer - im Vergleich zu anderen Fischarten - vermutlich nur eine extrem geringe Variabilität auftritt. Irische, englische, kanadische und nordamerikanische Hechte waren genetisch identisch. Polymorphismus trat an nur drei Orten auf (niederländische, schwedische und baltische Population) (HEALY & MULCAHY 1980). Es ist daher fraglich, ob bei einer genetischen Untersuchung von Hechten eines Gewässers Unterschiede gefunden werden können.

Ein weiterer Hinweis auf die Fixierung der das Ablai-chen auslösenden Temperatur im Erbmateriale der Hechte findet sich bei LILLELUND (1967). Der Autor verweist auf die Tatsache, dass Eier nordamerikanischer Hechte niedrigere Optimaltemperaturen für die Erbrütung aufweisen. Der Autor sieht im Besatz mit nordamerikanischen Hechten in heimischen Gewässern mit niedrigen Frühjahrstemperaturen einen Vor-

teil für die Fischereiwirtschaft - ein Vorschlag, der nach heutigem Stand des Wissens aufgrund der Ablehnung nicht autochthonen Besatzmaterials abzulehnen ist.

Eine interessante Beobachtung zum Auftreten mehrerer Hechtpopulationen in einem Gewässer schildert SPIESSBERGER (1952): In einem Bergsee, dem Laudachsee im Salzkammergut, kommen mehrere "Hechtstämme" vor. Anfangs fiel auf, dass sich die Laichzeit von Hechten aller Größenklassen von Mitte März bis Mai erstreckte. Die Annahme, dass unterschiedliche Größenklassen unterschiedliche Laichzeiten besitzen, kann ausgeschlossen werden. 1946 waren Besatzhechte aus dem Attersee eingebracht worden. Diese Besatzhechte wiesen eine um etwa 6 bis 8 Wochen spätere Laichzeit auf als die "Urhechte". Im Herbst fanden sich im Laudachsee dann Junghechte dreier Längen: a) 3-5 cm = Fremdbesatz vom Juni und Juli (vorgestreckte Brut). b) 10-12 cm = Jungfische der "Spätlaicher" (Besatzhechte), c) 20 cm = Jungfische der "Ureinwohner", die im März und April laichen.

Es zeigt sich in obigem Beispiel deutlich, dass die Nachkommen der Urhechte Vorteile gegenüber den Besatzhechten besitzen. Beachtet man die Tatsache, dass Kannibalismus unter Brütlingen und Junghechten die Regel ist (siehe Kapitel 5.10.6), wird der Vorteil für die Hechtbrütlinge mit früherer Laichzeit (= frühere selbständige Fresszeit) noch deutlicher. Die erwartete "Blutauffrischung" wurde am Laudachsee zu einer Enttäuschung.

Auch bei EINSELE (1952) finden sich Angaben zum Vorhandensein genetisch unterschiedlicher Populationen. "Hechtstämme verschiedener Seen haben eine innere, erbliche Eigenschaft, was den Zeitpunkt der Laichreife anbelangt". Ablai-chen bei von See zu See unterschiedlichen Temperaturen ist ein Beweis für **i n n e r e F a k t o r e n** eines bestimmten Hechtstammes (EINSELE 1952).

Inwieweit durch verschiedene Laichzeiten eine genetische Durchmischung der Populationen verhindert und eine Trennung herbeigeführt wird, ist unklar. Durch die kalte Witterung im März 1995 und den raschen Wasserstand- und Temperaturanstieg Anfang April ist es denkbar, dass beide Populationen 1995 zur gleichen Zeit abgelaicht haben.

## 8. Zusammenfassung

**Untersuchung des Laichverhaltens verschiedener Fischarten im Wallersee unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche des Hechtes.**

**Ziel:** Erfassung der bevorzugten Laichplätze, Beobachtung

des Laichverhaltens, Erfassung der das Abbläuen auslösenden Umweltbedingungen für die wichtigsten Fischarten des Wallersees im Gebiet der Seekirchner Bucht im Jahr 1995.

**Laichzeiten:**

	März	April	Mai	Juni	Juli
Hecht					
Zander					
Flussbarsch					
Aitel					
Rotauge					
Rotfeder					
Laube					
Brachsen					
Karpfen					
Schleie					

■ 1995 nachgewiesene Laichzeit

■ Laichzeit (Angaben der Fischereiausübenden)

**Laichplätze:**

**H e c h t :** Nachgewiesene Laichplätze an der Fischach und am Bayerhamer Spitz, Beobachtungen am 5. und 6. April, Dauer der Laichzeit vermutlich bis Mitte April. Laichsubstrat: überschwemmte Wiesen, geknickte Schilfhalme. Durch rasch sinkenden Wasserstand ist es wahrscheinlich, dass der Laich noch vor dem Schlüpfen der Larven abstarb.

**Z a n d e r :** Zandernester in 1,5 bis 3 m Tiefe am Taginger Spitz (Untiefe) und in einer Bucht nordöstlich des Seebades von Seekirchen.

**F l u s s b a r s c h :** Laichplätze westlich von Zell am Wallersee nahe dem Ufer, an der Abbruchkante der Untiefe am Taginger Spitz, Bereich der Einmündung des Schlachterbaches.

**A i t e l :** keine Laichplätze im See.

**R o t a u g e :** laicht in der gesamten Seekirchner Bucht, im Schilf aber auch an Abbruchkanten ins tiefere Wasser auf Ästen und Pflanzenresten.

**R o t f e d e r :** schilfbestandene Flächen im Bereich der Seekirchner Bucht.

**L a u b e :** Kieslaicher, Mündungsbereich von Zuflüssen, Kies des Seekirchner Seebades.

**B r a c h s e n :** An Schilf und Makrophyten.

**K a r p f e n :** An Schilf, Makrophyten, über überschwemmtem Gras. Hauptsächlich am Taginger Spitz.

**S c h l e i e :** Krautlaicher, laichen an Schilf und Makrophyten.

## 9. Dank

Herrn Dr. Paul JÄGER, Amt der Salzburger Landesregierung, danke ich nicht nur für die Erteilung des Auftrages, sondern auch für Ideen zur Konzepterstellung und Durchführung dieser Arbeit. Mein besonderer Dank gilt Herrn Christian KAPELLER, Seekirchen, der mir nicht nur ein Boot, sondern vor allem seine Erfahrung, Geduld und grenzenlose Auskunftsbereitschaft zur Verfügung stellte. Meine Kollegin, Frau Mag. Doris MÜLLER, ließ sich weder von den Beobachtungszeiten im Morgengrauen noch von Regen und Schnee abschrecken. Ich möchte ihr danken, dass sie mir bei der Freilandarbeit zur Seite stand. Außerdem danke ich Herrn Karl MAIER, Mondsee, und

Herrn HR Dipl.-Ing. SPINDLER, Salzburg, für wertvolle Diskussion und Hinweise. Frau WIENER aus Bayerham stellte mir Ihre Aufzeichnungen der täglichen Pegelstands- und Wassertemperaturmessungen zur Verfügung. Ihr sei an dieser Stelle dafür herzlich gedankt. Bei der Literatursuche halfen mir dankenswerterweise Frau Dr. Gabriele ERHARDT (Universitätsbibliothek Salzburg), Frau Sieglinde KAINZ (Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharf-ling) und Herr Karl MAIER (Institut für Limnologie, Mondsee).

## 10. Literatur

- ALLEN K. B. (1939): A note on the food of pike (*Esox lucius*) in Windermere. - J. Anim. Ecol., 8: 72-75.
- ANONYMUS (1995): So fängt man Hechte. - Fisch & Fang Sonderheft. Verlag Paul Parey
- ANTILA E., STEINBÄCK H., TERÄVÄINEN T. (1988): Artificially breeding of captive pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) females achieved using a gonadotropin hormone analogue. - Finn. Fish. Res., 7: 75-83
- ANWAND K. (1994): Ökologische Untersuchungen an Hechten (*Esox lucius* L.) des Kleinen Döllnsees. - Vortrag am Symposium „Ökologie und Systematik der Fische“, 3.-5.11.1994 in Pruchten (Mecklenburg-Vorpommern)
- ARLATI G., CHIAUDANI G., NEGRI A., VILLA P., (1990): Gestione razionale della popolazione riproduttiva di lucio (*Esox lucius*) in un piccolo lago Lombardo: proposta operativa per la pesca professionale. - Riv. Idrobiol., 29, 87-103
- BACKIEL T., ZAWISZA J., (1968): Synopsis of biological data on the bream *Abramis brama* (LINNAEUS, 1758). - FAO Fish. Synop., 36: 1-110
- BALON E. (1965): Wachstum des Hechtes (*Esox lucius* L.) im Orava-Stausee. - Z. Fisch. Hilfswiss., 13: 113-158
- BEISENHERZ W., SPÄH H. (1990): Die Fische Ostwestfalens. - ILEX-Bücher Natur, Naturwissenschaftlicher Verein für Bielefeld und Umgegend (Hrsg.), Bielefeld, 1-135
- BERG R., BLANK S. (1989): Fische in Baden-Württemberg. Ergebnisse einer landesweiten Fischartenkartierung und Bestandsuntersuchung. - Hrsg.: Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Baden Württemberg, 1-158
- BILLARD R., MARCEL J. (1980): Stimulation and induction of ovulation in pike (*Esox lucius*). - Aquaculture, 21: 181-195
- BINZ H.-R. (1980): Der Schilfrückgang – ein Ingenieurproblem? - Jahresbericht 1979 des Verbandes zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, 53: 35 – 52
- BLÜM V. (1985): Vergleichende Reproduktionsbiologie der Wirbeltiere. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 1-387
- BODALY R. A., LESACK L. F. W. (1984): Response of a boreal northern pike (*Esox lucius*) population to lake impoundment: Wupaw Bay, Southern Indian Lake, Manitoba. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 706-714
- BRACKEN J. (1973): The age and growth of pike *Esox lucius* from four Irish trout rivers. - Irish Fish. Invest. Ser. A. Freshwater, 12: 3-15
- BRAUM E. (1964): Experimentelle Untersuchungen zur ersten Nahrungsaufnahme und Biologie an Blaufelchen (*Coregonus wartmanni*, Block), Weißfelchen (*Coregonus fera* JURINE) und Hechten (*Esox lucius* L.). - Arch. Hydrobiol. Suppl., 28: 183-244
- BREGAZZI P. R., KENNEDY C. R., (1980): The biology of pike, *Esox lucius* L., in a southern eutrophic lake. - J. Fish. Biol., 17: 91-112
- BRUNKEN H. (1986): Die Bewertung der Fischfauna von Stillgewässern am Beispiel des Schapenbruchteiches im Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig. - Braunsch. Naturk. Schr., 2: 405-424
- BRUYENKO V. P. (1976): Feeding habitats of pike (*Esox lucius* L.) in the Kremenchug Reservoir during spawning period. Hydrobiol. J., 12: 103-106
- BRY C., SOUCHON Y. (1982): Production of young northern pike families in small ponds: natural spawning versus fry stocking. - Trans. Amer. Fish. Soc., 111: 476-480
- BRY C., BATISSE J. F., NEVEU G. (1989): Survival of pike (*Esox lucius* L.) broodstock in relation to type of reproduction. - Aquaculture, 83: 387-395
- BRY C., HOLLEBECQ M. G., GINOT V., ISRAEL G., MANELPHE J. (1991): Growth patterns of pike (*Esox lucius* L.) larvae and juveniles in small ponds under various natural temperature regimes. - Aquaculture, 97: 155-168
- BRY C., BASSET E., ROGNON X., BONAMY F. (1992): Analysis of sibling cannibalism among pike, *Esox lucius*, juveniles reared under semi-natural conditions. - Environm. Biol. Fish., 35: 75-84
- BRYAN J. E. (1967): Northern pike production in Phalen Pond, Minnesota. - Minn. Acad. Sci., 34: 101-109
- CARBINE W. F. (1942): Observations on the life history of the northern pike, *Esox lucius* L., in Houghton Lake, Michigan. - Trans. Amer. Fish. Soc., 71: 149-164
- CARLANDER K. D., CAMPBELL J. S., MUNCY R. J. (1978): Inventory of percid and esocid habitat in North America. - Amer. Fish. Soc. Spec. Publ., 11: 27-38
- CARLANDER, K. D., RIDENHOUR R. (1955): Dispersal of stocked northern pike in Clear Lake, Iowa. - Prog. Fish. Cult. 17:186-189
- CASSELMAN J. M. (1974): External sex determination of northern pike, *Esox lucius*, LINNAEUS. - Trans. Amer. Fish. Soc., 103: 343-347
- CASSELMAN J. M. (1975): Sex ratios of northern pike, *Esox lucius* LINNAEUS. - Trans. Amer. Fish. Soc., 104: 60-63
- CASSELMAN J. M. (1978): Effects of environmental factors on growth, survival, activity, and exploitation of northern pike. - Amer. Fish. Soc. Spec. Publ., 11: 114-128
- CHAPMAN C. A., MACKAY W. C. (1984): Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius* L. - J. Fish Biol., 25: 109-115
- CHAPMAN L. J., MACKAY W. C. (1990): Ecological correlates of feeding flexibility in northern pike (*Esox lucius*). - J. of Freshwat. Ecol., 5: 313-322
- CHEVALIER Y. (1988): Biologie du brochet (*Esox lucius*) du lac Léman. - Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat., 79 : 13-22
- CHIMITS P. (1948): Quelques observations sur la fraye du brochet et le transport des oeufs embryonnés. - Bulletin Franc. Pisciculture, 21: 135-143
- CHRISTIE G. C., REGIER H. A. (1988): Measures of optimal thermal habitat and their relationship to yields for four commercial fish species. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 301-314
- CIEPIELEWSKI W. (1981): Population of pike (*Esox lucius* L.) in pond type Lake Warniak in 1969-1978. - Ekol. Pol., 29: 35-51
- CLARK C. F. (1950): Observations on the spawning habitats of the northern pike, *Esox lucius*, in Northwestern Ohio. - Copeia, 4: 285-288
- CLARK C. F., STEINBACH F. (1959): Observations on the age and growth of the northern pike, *Esox lucius* L., in East Harbor, Ohio. - Ohio J. Sci., 59: 129-134
- COOPER J. L. (1971): The northern pike in Fort Peck Reservoir, Montana. Proc. - Mont. Acad. Sci., 31: 53-61.
- CRAIG J. F., KIPLING C. (1983): Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. - J. Fish. Biol., 22: 713-727
- DANILENKO T. P. (1983): The reproductive cycle of the pike *Esox lucius* L. in the Kanev Reservoir. - Hydrobiol. J., 18: 21-27
- DE MONTALEMBERT G., BRY C., BILLARD R. (1978): Control of reproduction in northern pike. - Amer. Fish. Soc. Spec. Publ., 11: 217-225
- DE NIE H. W. (1987): The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. - EIFAC Occasional Paper, 19: 1- 52

- DEELDER C. L., WILLEMSSEN J. (1964): Synopsis of biological data on pike-perch *Lucioperca lucioperca* (LINNAEUS) 1758. - FAO Fish. Synop., 28: 1-72
- DIANA J. (1980): Diel activity pattern and swimming speeds of Northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 1454-1458
- DIANA J. S. (1983): Growth, maturation, and production of northern pike in three Michigan lakes. - Trans. Amer. Fish. Soc., 112: 38-46
- DIANA J. S., MACKAY W. C., EHRMAN M. (1977): Movements and habitat preference of northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. - Trans. Amer. Fish. Soc., 106: 560-565
- EINSELE W. (1952): Zur Frage der Abhängigkeit des Laichreifeintrittes und der Laichablage bei Fischen von Wassertemperatur und Witterung. - Österr. Fischerei, 5: 8-10
- EINSELE W. (1958): Biotechnische Hinweise zur Frage der Erbrütung von Hechteiern und zur Frage des Transportes und Aussetzens von Hechtsetzlingen. - Österr. Fischerei, 11: 115-118
- FABRICIUS E., GUSTAFSON K.-J. (1958): Some new observations on the spawning behaviour of the pike, *Esox lucius* L. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm, 39: 23-54
- FAGO D. M. (1977): Northern pike production in managed spawning and rearing marshes. - Wisc. Dept. Nat. Res., Tech. Bull, 96: 1-30
- FORNEY J. L. (1968): Production of young northern pike in a regulated marsh. - New York Fish and Game Journal, 15: 143-154
- FORTIN R., DUMONT P., FOURNIER H., CADIEUX C., VILLENEUVE D. (1982): Reproduction et force des classes d'âge du grand brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut-Richelieu et la baie Missisquoi. - Can. J. Zool., 60: 227-240
- FRANKLIN D. R., SMITH L. L. (1963): Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. - Trans. Amer. Fish. Soc. 92: 91-110
- FROST W. E. (1954): The food of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. - J. Anim. Ecol., 23: 339-360
- FROST W. E., KIPLING C. (1967): A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. - J. Anim. Ecol., 36: 651-693
- GAUMERT D., (1981): Süßwasserfische in Niedersachsen, Arten und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz. - Wolfenbüttel, 1-134
- GEIGER W., MENG H. J., RUHLÉ C. (1975): Pumpspeicherwerke und Hechtbrut - ein Modellversuch. - Schweiz. Z. Hydrol., 37: 225-234
- GERSTMAIER R. (1985): Nahrungsökologische Untersuchungen an Fischen im Nationalpark Berchtesgaden. - Arch. Hydrobiol. Suppl., 72: 237-286
- GIHR M. (1958): Vom Hechtei zum Vollhecht. - Österr. Fischerei, 11: 109-115
- GILES N., WRIGHT R. N., NORD M. E. (1986): Cannibalism in pike fry, *Esox lucius* L.: Some experiments with fry densities. - J. Fish. Biol., 29: 107-113
- GILLET C., DUBOIS J. P. (1995): A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. - Hydrobiologia, 300/301: 409-415
- GRIMM M. P. (1981a): The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands, with special reference to factors influencing 0+ pike biomass. - Fish. Mgmt., 12: 61-76
- GRIMM M. P., 1981b: Intraspecific predation as a principal factor controlling the biomass of northern pike (*Esox lucius* L.). - Fish. Mgmt., 12: 77-79
- GRIMM M. P. (1983): Regulation of Biomasses of Small (<41 cm) northern pike (*Esox lucius* L.), with special reference to the fingerlings (4-6 cm). - Fish. Mgmt., 14: 115-134
- GRIMM M. P. (1989): Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. - Hydrobiol. Bull., 23: 59-65
- GRIMM M. P. (1994a): The characteristics of the optimum habitat of northern pike (*Esox lucius* L.). - In COWX I. G. (Ed.) Rehabilitation of freshwater fisheries. - Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications: 235-243
- GRIMM M. P. (1994b): The influence of aquatic vegetation and population biomass on recruitment of 0+ and 1+ northern pike (*Esox lucius* L.). - In COWX I. G. (Ed.) Rehabilitation of freshwater fisheries. - Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications: 226-234
- GRIMM M. P., BACKX J. J. G. M. (1990): The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. - Hydrobiologia, 200/201: 557-566
- HAKKARI L., BAGGE P. (1985): On the fry densities of pike (*Esox lucius* L.) in Lake Saimaa, Finland. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 22: 2560-2565
- HARRISON E. J., HADLEY W. F. (1978): Ecologic separation of sympatric muskellunge and northern pike. - Amer. Fish. Soc., Spec. Publ., 11: 129-134.
- HART P. J. B., CONNELAN B. (1984): Cost of prey capture, growth rate and ration size in pike, *Esox lucius* L., as functions of prey weight. - J. Fish Biol., 25: 279-292
- HASSLER T. (1969): Biology of the northern pike in Oahe Reservoir, 1959 through 1965. - Techn. Papers Bur. Sport Fisheries Wildlife, 29: 3-13
- HASSLER T. (1970): Environmental influences on early development and year-class strength of northern pike in lakes Oahe and Sharpe, South Dakota. - Trans. Amer. Fish. Soc., 2: 369-375
- HEALY A. (1956): Pike (*Esox lucius* L.) in three Irish lakes. - Scientific Proceedings, Royal Dublin Soc., 27: 51-63
- HEALY A. (1965): Fishes of Lough Rea, Co. Galway, Ireland. II. Pike and rudd with general conclusions. - Salmon and Trout Magazine, 148: 246-249
- HEALY J. A., MULCAHY M. F. (1980): A biochemical genetic analysis of populations of the northern pike, *Esox lucius* L., from Europe and North America. - J. Fish. Biol., 17: 317-324
- HEINISCH W. (1986): Fischereibiologische Untersuchung über Laichplätze und Laichverhalten einiger Wallerseeische. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 409-413
- HINTENBERGER C. (1974): Die Fischerträge in den Salzkammergutseen. - Hausarbeit, Univ. Wien, 1-64
- HOKANSON K. E. F., MCCORMICK J. H., JONES B. R. (1973): Temperature requirements for embryos and larvae of the northern pike, *Esox lucius* (LINNAEUS). - Trans. Amer. Fish. Soc., 102: 89-100
- HOLLAND L. E., HUSTON M. L. (1984): Relationship of young-of-the-year northern pike to aquatic vegetation types in backwaters of the upper Mississippi River. - N. Amer. J. Fish. Managem., 4: 514-522
- HONSIG-ERLENBURG W., SCHULZ N. (1989): Die Fische Kärntens. -Hrsg.: Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt, 1-112
- HUNT B. P., CARBINE W. F. (1951): Food of young pike, *Esox lucius* L., and associated fishes in Peterson's Ditches, Houghton Lake, Michigan. - Trans. Amer. Fish. Soc., 80: 67-83
- IVANOVA M. N., LOPATKO A. M. (1983): Feeding behavior of pike, *Esox lucius* (Esocidae), larvae from the progeny of a single pair of spawners. - J. Ichthyol., 23: 171-173

- JÄGER P. (1974): Limnologische Untersuchungen im Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenpopulation. - Diss. Univ. Graz, 1-95
- JÄGER P. (1986): Die Vorlandseen und ihre Einzugsgebiete als Ökosysteme betrachtet. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 489-497
- JALABERT B., BRETON B. (1973): Maturation in vitro des ovocytes du brochet, *Esox lucius*. - 7th Conference of European Comparative Endocrinologists, Budapest
- JOHNSON F. H. (1957): Northern pike year class strength and spring water levels. - Trans. Amer. Fish. Soc., 86: 285-293
- JOHNSON L. D. (1969): The food of angler-caught northern pike in Murphy Flowage. - Wisc. Dept. Nat. Res., Tech. Bull., 42: 4-26
- JOHNSON T., MÜLLER K. (1978): Migration of juvenile pike, *Esox lucius* L., from a coastal stream to the northern part of the Bothnian Sea. - Aquilo Ser. Zool. 18: 57-61
- JUNE F. C. (1971): The reproductive biology of northern pike, *Esox lucius*, in Lake Oahe, an Upper Missouri River storage reservoir. - In: HALL G. E. (Ed.): Reservoir fisheries and limnology. - Amer. Fish. Soc., Spec. Publ., 8: 53-71
- JUNE F. C. (1977): Reproductive patterns in seventeen species of warmwater fishes in a Missouri River reservoir. - Env. Biol. Fish., 2: 285-296
- KARAS P., HUDD R. (1993): Reproduction areas of freshwater fish in the Northern Quark (Gulf of Bothnia). - Aqua Fennica 23: 39-49
- KENNEDY M. (1969a): Irish pike investigations. I. Spawning and early life history. - Irish Fish. Invest., 5, Series A: 4-33
- KENNEDY M. (1969b): Spawning and early development of the Dace *Leuciscus leuciscus* (L.). - J. Fish Biol., 1: 249-259
- KIPLING C. (1983): Changes in the population of pike (*Esox lucius*) in Windermere from 1944 to 1981. - J. Anim. Ecol., 52: 989-999
- KIPLING C., FROST W. E. (1969): Variations in the fecundity of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. - J. Fish. Biol., 1: 221-237
- KIPLING C., FROST W. E. (1970): A study of the mortality, population numbers, year class strengths, production and food consumption of pike, *Esox lucius* L., in Windermere from 1944 to 1962. - J. Anim. Ecol., 39: 115-157
- LADIGES W., VOGT D. (1979): Die Süßwasserfische Europas. - Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 1-299
- LAND SALZBURG (1986): „Projekt Vorlandseen“ Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 1-507
- LARSEN K. (1966): Studies on the Biology of Danish stream fishes. II. The food of pike (*Esox lucius* L.) in trout streams. - Medd. Danmarks Fisk. Havundersog., 4: 271-326
- LE CREN E. D. (1951): The length-weight Relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). - J. Anim. Ecol., 20: 201-219
- LILLELUND K. (1967): Versuche zur Erbrütung der Eier vom Hecht, *Esox lucius* L., in Abhängigkeit von Temperatur und Licht. - Arch. Fischereiwiss., 17: 95-113
- LIND E. A. (1977): A review of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and ruff (*Gymnocephalus cernua*) in Finland. - J. Fish. Res. Bd. Canada, 34: 1684-1695
- LINDROTH A. (1946): Zur Biologie der Befruchtung und Entwicklung beim Hecht. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm, 24: 1-143
- MAY H. (1994): Bewohner einer fremden Welt. Einiges über Biologie, Gefährdung und Schutz unserer heimischen Süßwasserfische. - Naturschutz heute, 4: 30-41
- MAIER K. (1994): Sucht der Hecht zum Abläichen wieder seine Kinderstube auf? Ein Versuch zur Klärung dieses Fragenkomplexes. - Österr. Fischerei, 47: 63-65
- MANELPHE J., BRY C. (1988): Reproduction naturelle aménagée du brochet en petits étangs: aspects économiques de la production de juvéniles. - Bull. Fr. Pêche Piscic., 310: 45-58
- MANN R. H. K. (1976): Observations on the age, growth, reproduction and food of the pike *Esox lucius* (L.) in two rivers in southern England. J. Fish Biol., 8: 179-197
- MANN R. H. K. (1982): The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius*) in the River Frome, Dorset. - J. Anim. Ecol., 51: 81-95
- MCCARRAHER D. B. (1962): Northern pike, *Esox lucius*, in alkaline lakes of Nebraska. - Trans. Amer. Fish. Soc., 91: 326-329
- MCCARRAHER D. B., THOMAS R. E. (1972): Ecological significance of vegetation to northern pike, *Esox lucius*, spawning. - Trans. Amer. Fish. Soc., 3: 560-563
- MCNAMARA F. (1937): Breeding and food habitats of the pikes (*Esox lucius* and *Esox vermiculatus*). - Trans. Amer. Fish. Soc., 66: 372-373
- MILLER R. B., KENNEDY W. A. (1948): Pike (*Esox lucius*) from four Northern Canadian Lakes. - J. Fish. Res. Bd. Can., 7: 190-199
- MOOG O., JAGSCH A. (1980): Zur Erforschungsgeschichte, Fischerei und limnologischer Situation der Salzburger Flachgauseen - Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 1 73-103
- MÜLLER H. (1983): Fische Europas. - Ferdinand-Enke-Verlag Stuttgart, 1-320
- MÜLLER K. F. (1949): Die Laichzeiten der wichtigsten einheimischen Fische. - Österr. Fischerei, 2: 156-158
- MUNRO W. R. (1957): The pike of Loch Choin. Scottish Home Department. - Freshwat. Salmon Fish. Res., 16: 3-16
- MUUS B. J., DAHLSTRÖM P. (1990): Süßwasserfische Europas. - BLV München, Wien, Zürich, 1-224
- NAGIEC M. (1977): Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in its natural habitats in Poland. - J. Fish. Res. Bd. Canada, 34: 1581-1585
- NAVARRO J. E., JOHNSON D. L. (1992): Ecology of stocked northern pike in two Lake Erie controlled wetlands. - Wetlands 12: 171-177
- NAWRATIL O. (1952): Zur Frage der Laichzeit des Hechtes im Neusiedlersee. - Österr. Fischerei, 5: 5-7
- PADADOPOL M., POPESCU-MARINESCU V., CRAINICEANU D. M. (1984): Contribution to the study of reproduction and pattern of growth in *Esox lucius* L. (Pisces) from the lower Danube. - Trav. Mus. d'Histoire Naturelle 'Grigore Antipa' 25: 257-266
- PENÁZ M., PROKES M., KOURIL J., HAMÁČKOVÁ J. (1983): Early development of the carp, *Cyprinus carpio*. - Acta Sci Nat. Brno, 17: 1-39
- PRIEGEL G. R., KROHN D. C. (1975): Characteristics of a northern pike spawning population. - Wisc. Dept. Nat. Res., Tech. Bull., 86: 1-18
- PROKES M. (1993): Growth of pike (*Esox lucius*) larvae and juveniles in the Musov Reservoir. - Fol. Zool., 42: 77-93
- QUILLIER R., LABAT R. (1977): Mise au point sur la reproduction des ésocidés; étude préliminaire. - Invest. Pesqu., 41: 33-38
- RAWSON D. S. (1932): The pike of Waskesiu Lake, Saskatchewan. A preliminary report. - Trans. Amer. Fish. Soc., 62: 323-330
- REPA P. (1970): Über Morphologie, proportionales Wachstum und Organogenese der Frühstadien des Flussbarsches [*Perca fluviatilis* (LINNAEUS) 1758]. - Acta Universitatis Carolinae - Biologica 1969: 61-92
- RIDENHOUR R. L. (1957): Northern pike, *Esox lucius*, population of Clear Lake, Iowa. - Iowa State College J. of Science, 32: 1-18

- RIEHL R. (1991): Können einheimische Fische anhand ihrer Eier durch Wasservogel verbreitet werden? - Z. Fischk., 1: 79-83
- RIEHL R., PATZNER R. A. (1992): Die Eier heimischer Fische. 3. Hecht *Esox lucius* L., 1758 (Esocidae). - Acta Biol. Benrodis, 4: 135-140
- RODEWALD-RUDESCU L. (1974): Das Schilfrohr. - Die Binnengewässer, 27: 1-302, Schweizerbart, Stuttgart
- ROTH H. (1960): Die Fortpflanzung des Hechtes und die Entwicklung der Brut. - Schweiz. Fischereiz., 9/10: 2-8
- ROYER L. M. (1971). Comparative production of pike fingerlings from adult spawners and from fry planted in a controlled spawning marsh. - Prog. Fish. Cult., 33:153-155
- SAAD A., BILLARD R. (1987): Spermatozoa production and volume of semen collected after hormonal stimulation in the carp, *Cyprinus carpio*. - Aquaculture, 65: 67-77
- SARIG S. (1966): Synopsis of biological data on common carp *Cyprinus carpio* (LINNAEUS), 1758 (Near East and Europe). - FAO Fish. Synop., 31.2: 1-35
- SCHADT J. (1993): Fische, Neunaugen, Krebse und Muscheln in Oberfranken. Vorkommen und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz. - Bayreuth, 1-136
- SCHÄPERCLAUS W. (1940): Untersuchungen an Eiern und Brut von Maränen, Hechten und Forellen. - Verh. Int. Verein. Limnol., 9: 215-251
- SCHEFOLD K. (1958): „Der Hecht im Karpfenteich“. - Österr. Fischerei, 11: 43-44
- SCHINDLER O. (1935): Zur Biologie der Larven von Barsch (*Perca fluviatilis*) und Hecht (*Esox lucius* L.). Verh. Dt. Zool. Ges., 141-149.
- SCHÖFER W., 1979: Untersuchungen zur Fortpflanzungsfähigkeit der Plötze (*Rutilus rutilus* L.) im Brackwasser. - Arch. Hydrobiol., 86: 371-395
- SHIKSHABEKOV M. M. (1978): The sexual cycles of the catfish, *Silurus glanis*, the pike, *Esox lucius*, the perch, *Perca fluviatilis*, and the pike-perch, *Lucioperca lucioperca*. - J. Ichthyol., 18: 457-468
- SNOW H. E. (1974): Effects of stocking northern pike in Murphy Flowage. - Wisc. Dept. Nat. Res., Tech. Bull., 79: 1-20
- SPANOVSKAYA V. D., SOLONINOVA L. N. (1984): The fecundity of pike, *Esox lucius* (Esocidae). - J. Ichthyol., 23: 75-83
- SPIEBBERGER F. X. (1952): Über die Laichzeit des Hechtes. - Österr. Fischerei, 5: 60-63
- STRUBELT T. (1986): Ursachen der Bestandsgefährdung. - Fischerei und Fischartenschutz, 2: 10-18
- SUKHANOVA G. I. (1979): The spawning and fecundity of the pike, *Esox lucius*, in Vilyuy Reservoir. - J. Ichthyol., 19: 74-79
- TEROFAL F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. - Mosaik Verlag, München, 1-287
- TESCH F. W. (1959): Die Zanderlaichverhältnisse (*Lucioperca lucioperca* L.) auf Grund von Laichnestkontrollen im Müggelsee. - Z. f. Fischerei, 8: 587-596
- THORPE J. (1977): Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* LINNAEUS, 1758 and *Perca flavescens* MITCHELL, 1814. - FAO Fish. Synop., 113: 1-138
- TONER E. D., LAWLER G. H. (1969): Synopsis of biological data on the pike *Esox lucius* (LINNAEUS 1758). - FAO Fish. Synop., 30: 1-32
- TREASURER J. W. (1981): Some aspects of the reproductive biology of perch *Perca fluviatilis* L. Fecundity, maturation and spawning behaviour. - J. Fish Biol., 18: 729-740
- TREASURER J. W. (1990): The annual reproductive cycle of pike, *Esox lucius* L., in two Scottish lakes. - J. Fish. Biol., 36: 29-46
- TREASURER J. W., HOLLIDAY G. T. (1981) Some aspects of the reproductive biology of perch *Perca fluviatilis* L. A histological description of the reproductive cycle. - J. Fish. Biol., 18: 359-376
- TURNER L. J., MACKAY W. C. (1985): Use of visual census for estimating population size in Northern Pike (*Esox lucius*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 1835-1840
- URHO L., LAURILA S., HILDÉN M. (1989): Hauen ensimmäinen kesä (The first summer in a pike's life). - Luonnon Tutkija, 93: 130-135
- VAN ENGEL W. A. (1940): The rate of growth of the northern pike, *Esox lucius* LINNAEUS, in Wisconsin waters. - Copeia, 3: 177-188
- VØLLESTAD L. A., L'ABÉE-LUND J. H. (1987): Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. - Environ. Biol. Fish., 18: 219-227
- VØLLESTAD L. A., SKURDAL J., QVENLID T. (1986): Habitat use, growth, and feeding of pike (*Esox lucius* L.) in four Norwegian lakes. - Arch. Hydrobiol., 108: 107-117
- WAHL D. H., STEIN R. A. (1988): Selective predation by three esocids: the role of prey behavior and morphology. - Trans. Amer. Fish. Soc., 117: 142-151
- WIESNER A. (1995): Analyse und Klassifikation von Struktur und Zustand der Schilfbestände am Wallersee. - Diplomarbeit, Univ. Bodenkultur Wien, 1- 170
- WOLFERT D. R., MILLER T. J. (1978): Age, growth, and food of northern pike in Eastern Lake Ontario. - Trans. Amer. Fish. Soc., 107: 696-702
- WORTHINGTON A. D., MACFARLANE N. A. A., EASTON K. W. (1983): The induced spawning of roach, *Rutilus rutilus* (L.) with the antioestrogens clomiphene and tamoxifen. - J. Fish Biol., 22: 253-257
- WRIGHT R. M. (1990): The population biology of pike, *Esox lucius* L., in two gravel pit lakes, with special reference to early life history. - J. Fish Biol., 36: 215-229
- WRIGHT R. M., GILES N. (1987): The survival, growth and diet of pike fry, *Esox lucius* L., stocked at different densities in experimental ponds. - J. Fish Biol., 30: 617-629
- WRIGHT R. M., SHOESMITH E. A. (1988): The reproductive success of pike, *Esox lucius*: aspects of fecundity, egg density and survival. - J. Fish. Biol., 33: 623-636
- WÜLKER W. (1956): *Esox lucius* (L.). Eientwicklung, Bewegungsrhythmen im Ei. Bildbeschreibung E 109. - Encyclopedia Cinematographica. Institut für den wissenschaftlichen Film, Göttingen.
- WURTZ A. (1944): Développement, biologie et nutrition des jeunes alevins de brochet (*Esox lucius* L.). - Bull. Franc. Pisciculture, 17: 57-69
- ZEH M., RITTER E., RIBI G. (1989): Spawning and early development of *Perca fluviatilis* in Lake Zürich. - Aquat. Sci., 51: 100-107

#### Zitervorschlag:

GLECHNER R. (1996): Untersuchung des Laichverhaltens verschiedener Fischarten im Wallersee unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche des Hechtes. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 163-200 (2015)

#### Adresse der Autorin:

Mag. Dr. Regina PETZ-GLECHNER  
 PETZ OEG - Technisches Büro für Ökologie und Umweltschutz  
 Neufahrn 74  
 5202 Neumarkt am Wallersee  
[petz@umweltgutachten.at](mailto:petz@umweltgutachten.at)

# Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee

Regina PETZ-GLECHNER & Paul JÄGER  
(2001)

Mit 3 Abbildungen im Text

## KURZFASSUNG

Durch die Absenkung des Seespiegels des Wallersees kam es zu einem Rückgang des Schilfgürtels und zu einem Verlust an Laichplätzen für phytophile Fischarten, insbesondere für den Hecht (*Esox lucius*). In den Jahren 1995 und 2000 wurde eine Untersuchung der Hechtlaichplätze in der Seekirchner Bucht am Wallersee durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass der Wasserspiegel zu schnell sinkt, um eine Überleben der Hechtbrut sicherzustellen. Über die Reproduktionsbiologie des Hechtes wurde eine umfassende Literaturstudie erstellt.

## ABSTRACT

Due to the lowering of the water level of the Lake Wallersee, the reed belt and the spawning areas of phytophile fish species, in particular of the northern pike (*Esox lucius*), decreased. The spawning grounds of the northern pike were investigated in the bay "Seekirchner Bucht" in the Lake Wallersee in spring 1995 and 2000. It became evident that the water level is sinking too fast to guarantee the survival of the pike fry. A literature study of the reproductive biology of the northern pike was carried out.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG.....	202
2. METHODIK.....	202
3. ERGEBNISSE.....	202
3.1 Hechte im Wallersee	
3.2 Untersuchung Frühjahr 1995	
3.3 Untersuchung Frühjahr 2000	
4. DISKUSSION.....	205
5. REPRODUKTIONS BIOLOGIE DES HECHTES (LITERATURSTUDIE).....	206
5.1 Lebensraum der Hechte	
5.2 Gonadenreifung und Fruchtbarkeit	
5.3 Laichzeit	
5.4 Laichplätze	
5.5 Laichverhalten	
5.6 Bau des Hechteies	
5.7 Eidichten am Laichplatz und Gefährdung des Laiches	
5.8 Erbrütung und Entwicklung	
5.9 Die Bedeutung der aquatischen Vegetation	
5.10 Stärke der Jahrgänge	
6. LITERATUR.....	209

# 1. Einleitung

Der Schilfgürtel eines Sees erfüllt viele Funktionen wie Festigung des Bodensubstrates, Wellendämpfung, Gewässerreinigung, Strömungsverringering und Schaffung eines besonderen Mikroklimas. Vor allem aber ist er ein wichtiger Lebensraum für die Gewässerorganismen und ein bedeutendes Strukturelement (OSTENDORP 1993). Zahlreiche Fischarten nutzen den Schilfgürtel als Laichplatz (DE NIE 1987). Der Rückgang des Schilfgürtels führt längerfristig zum Rückgang phytophiler Fischarten wie Hecht, Schleie, Karpfen und Rotfeder (OSTENDORP et al. 1995). Vor allem der Hecht ist durch den Schwund an Schilfbeständen und flachen Ufergebieten bedroht, da er unbedingt verkrautete Flachwasserbereiche zum Ablachen benötigt (BRYAN 1967, KENNEDY 1969, PRIEGEL & KROHN 1975).

Der Seespiegel des Wallersee wurde im Jahre 1883 stark abgesenkt, wodurch ehemalige Sumpfwiesen-

bereiche trocken fielen und der breite Schilfgürtel verschmälert und seewärts gedrängt wurde. Durch das ständige weitere Absinken des Seespiegels im Laufe dieses Jahrhunderts wurde diese Entwicklung noch verstärkt (JÄGER 1986). Im Frühjahr 1995, also vor dem Projekt "Seespiegelanhebung Wallersee", wurde eine Untersuchung über die Laichplätze und das Laichverhalten der wichtigsten Fischarten des Wallersee durchgeführt. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Reproduktion des Hechtes in der Seekirchner Bucht gelegt (GLECHNER 1996). Ein Teil der Untersuchung wurde im Jahr 2000 wiederholt. Zu diesem Thema gibt es vom Wallersee auch Untersuchungen aus den Jahren 1982 und 1983 (HEINISCH 1986). Vorliegende Arbeit erfasst die Ergebnisse von 1995 und 2000 unter Berücksichtigung der in der Literatur vorhandenen Angaben zur Reproduktion des Hechtes zusammen.

## 2. Methodik

Die Untersuchung konzentrierte sich auf das Gebiet zwischen Bayerhamer Spitz und Taginger Spitz in der Seekirchner Bucht am Wallersee. Im Frühjahr 1995 und 2000 erfolgten Ausfahrten mit einem Boot, um laichende Hechte zu beobachten. Teilweise wurde vom seichten Wasser aus, welches zu Fuß abgesucht wurde, beobachtet. Über eigene Beobachtungen hinaus wurden Auskünfte durch den Fischereiberechtigten in die Auswertung miteinbezogen. Im Jahr 1995 wurden tägliche Messungen der Wassertemperatur und des Pegelstandes von Frau WIENER (Wallersee/Zell) zur Verfügung gestellt. Im Jahr 2000 wurde

durch das Amt der Salzburger Landesregierung eine kontinuierliche Messung der Wassertemperatur und des Sauerstoffgehalts an einem Hechtlaichplatz über die Dauer von sieben Wochen vorgenommen.

Um eine Zusammenfassung der über Reproduktionsbiologie von Hechten vorhandenen Literatur zu erhalten, wurde eine Literatursuche durchgeführt. Die vollständige Literaturstudie (GLECHNER 1996) kann im Rahmen dieser Publikation aufgrund der zahlreichen Veröffentlichungen nur in sehr stark verkürzter Form wiedergegeben werden.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Hechte im Wallersee

Wie in den Trumer Seen (PETZ-GLECHNER, 2001) kommen auch im Wallersee zwei Hechttypen mit unterschiedlichen Laichzeiten vor (C. KAPPELLER, pers. Mitt.). Bei ersteren handelt es sich um die "angestammten" Wallerseehechte ("Urhechte"), die schon immer in diesem Gewässer beheimatet sind und bezüglich ihrer Laichzeit optimal an die Zeit der Frühjahrshochwässer und überschwemmten Wiesen angepasst sind. Sie laichen im Allgemeinen bereits ab Anfang März. Die Hauptlaichzeit fällt in die Zeitspanne zwischen 10. März und Ende März (C. KAPPELLER, pers. Mitt.).

Die zweite Gruppe stellen die "Besatzhechte" dar, die aus dem Attersee stammen, in welchem die Laichzeit der Hechte auf einen späteren Zeitpunkt fällt als im

Wallersee. Diese Hechte laichen auch im Wallersee meist erst ab Mitte April bis Ende April. Seltener wird auch noch bis Mitte Mai abgelacht. Die Hauptlaichzeit liegt erfahrungsgemäß zwischen 15. und 20. April (C. KAPPELLER, pers. Mitt.). F. SPINDLER (pers. Mitt.) gibt die Laichzeiten der "Urhechte" von Anfang März bis Mitte April, die der Besatzhechte von Ende April bis Mitte Mai an.

Die "Urhechte" unterscheiden sich von den Nachkommen der Besatzhechte auch durch ihre längere Körperform. Die Besatzhechte bleiben etwas kleiner, sind dabei aber von gedrungener Gestalt. Auffallend ist, dass der Bestand der "Urhechte" in den letzten Jahren stark zurückgegangen ist.

### 3.2 Untersuchung Frühjahr 1995

Durch die anhaltende Schlechtwetterperiode im Frühjahr 1995 wurde die Laichzeit der Hechte verzögert. Der März war ungewöhnlich kühl bei gleichzeitig niedrigem Wasserstand. Erst während der ersten Apriltage kam es zu einer langsamen Steigerung der Wassertemperatur von 3,1 °C (1.4.1995) auf 6,6 °C (5.4.1995). Auch der Wasserstand stieg innerhalb von nur zwei Tagen von 171 cm (505,96 m ü. A.; 1.4.1995) auf 222 cm (506,47 m ü. A.; 3.4.1995) (Abb. 1).

Der Fang laichreifer Hechte in ufernah ausgelegten Netzen zeigt, dass die Zuwanderung in die Laichgebiete schon Mitte März erfolgte (C. KAPPELLER, pers. Mitt.). Die erste Beobachtung laichender Hechte erfolgte am 5. April 1995 in der Abenddämmerung (C. KAPPELLER, pers. Mitt.). Das Abläichen wurde am orographisch linken Ufer der Fischach kurz nach Austritt aus dem Wallersee beobachtet. Am nächsten Morgen (6.4.1995) konnte am Bayerhamer Spitz gegen 8 Uhr morgens eine weitere Hechtgruppe beim Laichen gesichtet werden. Es handelte sich dabei um ein großes Weibchen, dem zwei bis drei kleinere Männchen folgten. Die Wassertiefe machte in diesem Bereich 40 cm aus. Der Laichakt wurde durch kräftiges Plätschern mit den Schwanzflossen für die Beobachter sichtbar. Auffällig war, dass die Gruppe langsam über die überfluteten Wiesen hinzog. Es scheint also keine Präferenz für eine bestimmte Stelle oder eine bestimmte Pflanzenart vorzuliegen. Es waren in diesem Bereich Grasbüschel sowie an den

Randbereichen vertrocknete, teilweise geknickte Schilfhalme als Bodendeckung vorhanden.

Zwischen den überfluteten Wiesen- und Schilfbereichen und den freien Uferbereichen des Sees traten starke Temperaturdifferenzen auf. Der großflächig überflutete Bereich am Bayerhamer Spitz wies 9,5 °C Wassertemperatur auf, eine weitere, kleinere Überflutungszone am Taginger Spitz 6,8 °C. An der seezugewandten Seite des Schilfgürtels wurden am Bayerhamer Spitz zur gleichen Uhrzeit nur 5,7 °C gemessen. An den folgenden Tagen war ein Rückgang sowohl in der Wassertemperatur als auch im Pegelstand zu verzeichnen (Abb. 1). Das Wetter war durchwegs trüb und regnerisch. Zeitweise trat in den Morgenstunden leichter Schneefall auf. Es konnten keine weiteren Tiere mehr beim Abläichen beobachtet werden. Da die Dauer der Hechtlaichzeit mit 2 bis 3 Tagen wahrscheinlich unterschätzt wird, ist anzunehmen, dass in den nächsten Tagen weiterhin schwach abgeläicht wurde. Zwischen 10. und 12. April wurden die letzten laichreifen Hechte in den Reusen des Fischereiberechtigten gefangen, was das Ende der Laichzeit anzeigt.

Am 10. April waren nur mehr Teile des Taginger Spitzes überschwemmt. Weiter südlich waren keine Überschwemmungsbereiche vorhanden. Auch am Bayerhamer Spitz waren weite Teile des nachgewiesenen Laichgebietes wieder trocken gefallen und die Wassertemperatur war auf unter 5 °C gesunken. Der Wasserstand blieb kontinuierlich sinkend.

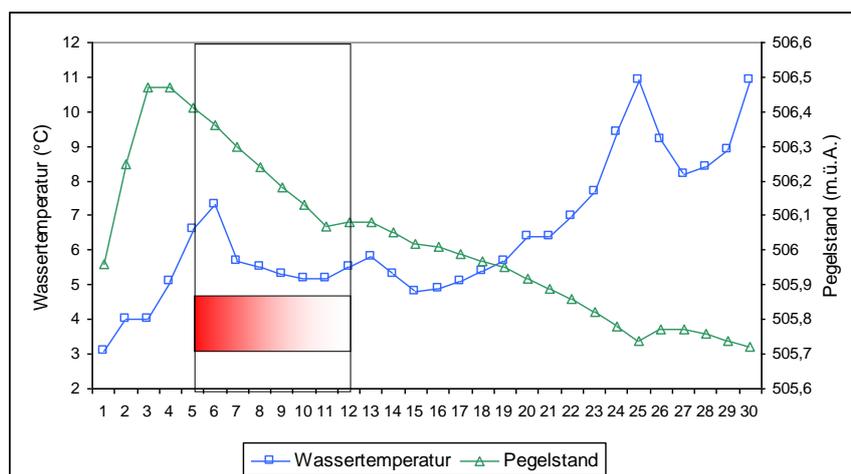


Abb. 1: Temperatur (jeweils 11.00 Uhr; 0,5 m) und Pegelstand, Wallersee, April 1995.

Am 21. April waren praktisch alle ehemaligen Überschwemmungsbereiche trockengefallen (Pegelstand 164 cm, 505,89 m ü. A.). Die wenigen noch überfluteten Bereiche wurden in zunehmendem Maße durch Wasservögel besiedelt. Eine Messung des Sauerstoffgehalts des Wassers ergab 9,5 mg/l (85 % Sättigung

bei 8,1 °C). Bis zum 26. April waren dann sämtliche überfluteten Abschnitte trocken gefallen (Pegelstand 152 cm, 505,77 m ü. A.).

Es konnten während der gesamten Untersuchungsperiode keine Larven beobachtet werden, weshalb auch

keine genaue Erbrütungszeit im See bestimmt werden kann. Die Temperaturmessung der Aufzuchtanlage des Fischereiberechtigten ergab eine Wassertemperatur von 8,8 °C. Bei der künstlichen Erbrütung dauert die Hechtaufzucht bei dieser Temperatur für Rogen aus dem Wallersee ca. 20 bis 21 Tage (= ca. 180 Tagesgrade) (C. KAPELLER, pers. Mitt.). Da bereits zwischen 10. und 15. April weite Teile des Laichgebietes wieder trocken gefallen waren, ist anzunehmen, dass ein Großteil des Laiches vertrocknete.

### 3.3 Untersuchung Frühjahr 2000

Die Witterung im Frühjahr 2000 war bis Mitte März mit nur kurzen Unterbrechungen relativ kühl. Bis Mitte April trat regelmäßig Nachtfrost auf. Erst danach stiegen die Tageswerte an einzelnen Tagen auf über 20 °C. Schon am 23. März meldete der Fischereiberechtigte erste Fänge von bereits abgelaideten Hechten in seiner Reuse am Bayerhamer Spitz. Am 25. März wurden vom Fischereiberechtigten um 17.00 Uhr abends 3 bis 4 Hechte beim Ablaiden am Bayerhamer Spitz auf einer überschwemmten Wiese hinter dem Schilfgürtel beobachtet. Das Substrat bestand aus Gräsern, abgestorbenen Pflanzenresten und einzelnen Schilfhalmen aus dem Vorjahr



Abb. 2: Laichplatz und Laichsubstrat der Hechte im Frühjahr 2000 am Bayerhamer Spitz, Wallersee.

#### Temperatur- und Sauerstoffmessung

Vom Amt der Salzburger Landesregierung, Referat Gewässerschutz, wurde am 14. April 2000 an der Stelle, an der Ende März das Ablaiden der ersten Hechte beobachtet wurde, ein stationäres Sauerstoffmessgerät für die Dauer von sieben Wochen bis zum 3.6.2000 installiert. Dabei wurden Sauerstoffgehalt (mg/l) und Wassertemperatur (°C) am Laichplatz stündlich gemessen und automatisch aufgezeichnet (Abb. 3).

Die Wassertemperatur zeigt im seichten Uferbereich deutliche Schwankungen zwischen Tag und Nacht.

Die Laichplätze der Hechte müssten bei einer Entwicklungszeit von 3 Wochen und einer Anheftungsphase der Larven von mindestens einer Woche ausgehend vom 5. April (Beginn des Ablaidens) bis Ende April, besser bis Anfang Mai, einen Wasserstand von mindestens 506,00 m ü. A. aufweisen. Diese Bedingungen waren 1995 jedoch nur bis zum 16. April gegeben.

(Abb. 2). Es herrschte seit mehreren Tagen laues Wetter mit Höchsttemperaturen um 15 °C.

Am nächsten Tag setzte starker Regen ein und es kühlte merklich ab. Die Wassertemperatur in der Seekirchner Bucht betrug 5,5 °C. Im Seichtbereich (Laichplatz) am Bayerhamer Spitz hatte das Wasser eine Temperatur von 9,5 °C. Auch an den nächsten Tagen, an denen relativ kühle Witterung herrschte, wurden keine Hechte mehr beobachtet. Den ganzen April konnte keinerlei Laichaktivität mehr festgestellt werden. Aufgrund mangelnder Beobachtungen von laichenden Hechten wurde die geplante Überwachung der Laichplätze Ende April abgebrochen.

Mitte April liegen die Höchstwerte bei etwa 16 °C. Nachts kühlt das Wasser meist auf Werte unter 10 °C ab. Am 20. April wird eine Tageshöchsttemperatur von knapp 25 °C gemessen! Danach beträgt die Wassertemperatur am Laichplatz mehrere Tage über 20 °C. Die tägliche Temperaturdifferenz zwischen Tag und Nacht macht etwa 8 °C aus. Die optimale Temperatur zur Erbrütung von Hechteiern liegt zwischen 9 und 15 °C (LILLELUND 1967).

Die Beurteilung der Werte der Sauerstoffmessung ist problematisch, da sehr wahrscheinlich die Anströmgeschwindigkeit auf die Sauerstoffelektrode nicht ausreichend war. Es ist aber eine deutliche Schwan-

kung der Werte zwischen Tag und Nacht um bis zu 5 mg/l erkennbar. Die Sauerstoffwerte sinken nachts gegen Null. Selbst wenn die Messdaten nicht völlig korrekt sind, ist ein extrem niedriger nächtlicher Sauerstoffgehalt des Wassers am Laichplatz offensichtlich.

Der Wasserstand sinkt während der gesamten Beobachtungsphase kontinuierlich ab. Er fällt in den ersten zwei Wochen bis Ende April 2000 um 20 cm und sinkt dann bis Ende Mai um weitere 18 cm, so dass sich insgesamt eine Differenz von 38 cm ergibt.

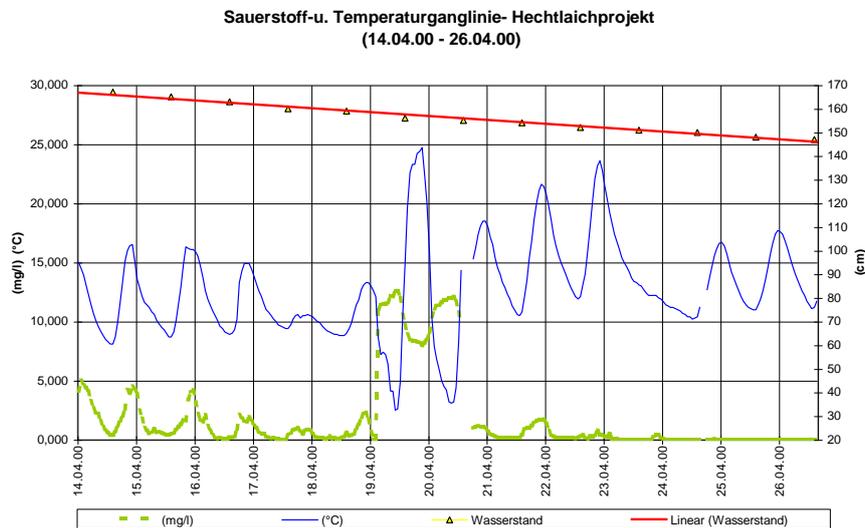


Abb. 3: Temperatur, Sauerstoff und Wasserstand. 14.4. bis 26.4.2000.  
Graphik: Heinz Reif, Amt der Salzburger Landesregierung

## 4. Diskussion

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die Laichzeit der Hechte am Wallersee wie an zahlreichen anderen Gewässern (u. a. HEALY 1956, JUNE 1977, PRIEGEL & KROHN 1975) von Wasserstand und Wassertemperatur gesteuert wird, wobei ein Anstieg dieser Parameter zum Beginn des Ablai chens führte. Dabei wird das Ablai chen nicht durch einen bestimmten Temperaturwert, sondern durch einen Temperaturanstieg ausgelöst (EINSELE 1952, KENNEDY 1969, TREASURER 1990). Ein Kälteeinbruch verzögert das Ablai chen oder reduziert die Dauer der Laichzeit (CLARK 1950, KENNEDY 1969). Dies konnte sowohl im Jahr 1995 als auch von HEINISCH (1986) beobachtet werden.

Die von HEINISCH (1986) für die Jahre 1982 und 1983 beschriebene Situation der Laichplätze war auch 1995 und 2000 gegeben (Laichplätze über Riedgraswiesen, geknickte Schilfhalme). Wenn auch die Wiesen am Bayerhamer Spitz zur Laichzeit vollständig überschwemmt waren, so bewirkte der rasch sinkende Wasserstand vermutlich ein Trockenfallen und Absterben der Eier. Eine Überflutung der Laichplätze muss nicht nur während der Laichzeit, sondern auch während der etwa dreiwöchigen Erbrütungszeit der Eier und der Anheftungszeit der Larven (etwa eine Woche) gegeben sein. Die Larven, die noch am Laichsubstrat angeheftet sind, können dem sinkenden Wasserspiegel nur schwer folgen. Das belegen auch

Untersuchungen von Wasserspiegelschwankungen durch Pumpspeicherwerke, da die Larven erst auf den sinkenden Wasserstand reagierten, wenn sie sich bereits nur mehr 1-2 mm unter der Wasseroberfläche befanden (GEIGER et al., 1975).

Es ist bekannt, dass Hechte sehr sauerstofftolerante Fische sind und dass adulte Hechte vor allem im Winter bei extrem niedrigen Sauerstoffkonzentrationen (bis zu 0,3 mg/l bzw. 2 % Sättigung) überleben können (CASSELMAN 1978). Eier und Larven dürften dagegen weitaus empfindlicher gegenüber Sauerstoffmangel sein als adulte Hechte. FRANKLIN & SMITH (1963) machen Sauerstoffmangel für die oft hohe Mortalität der Eier am Laichplatz verantwortlich. Das Ablai chen der Hechte auf Pflanzenmaterial dient in erster Linie dazu, den Laich über dem Substrat zu halten, da am Boden anoxische Bedingungen auftreten können (CASSELMAN & LEWIS 1996). Werte unter 50 % Sättigung führen zu Missbildungen der Hechtbrütlinge und sind für ein sicheres Überleben ungeeignet (SIEFERT et al. 1973, TSCHÖRTNER 1959). Der Sauerstoffbedarf der Eier steigt mit zunehmender Entwicklungsstufe an (LINDROTH 1946).

Der Hechtbestand im Wallersee kann derzeit vermutlich nur mehr durch künstliche Aufzucht (Abstreifen von laichreifen Hechten aus dem Wallersee, Erbrütung in Zuger gläsern, Besatz mit den Brütlingen) erhalten werden. Der Fang von laichreifen Rognern

und Milchnern stellt aber eine massive Störung für die Fische an den Laichplätzen dar. Dazu kommt, dass die Haut vor allem großer Laichfische nach dem Fang in Netzen so verletzt wird, dass sie nach dem Abstreifen getötet werden müssen. Es wäre daher sinnvoll, einen Bereich auszuwählen, der frei von Netzen und Eingriffen bleibt und als Laichplatz für natürliche Reproduktion dienen soll. Wenn die Reproduktion des ursprünglichen Hechtbestandes gesichert ist, ist die Laichfischerei einzuschränken. Längerfristig ist der Bestand an "Urhechten" zu fördern. Sie sind bezüglich ihrer Laichzeit perfekt an ihren Lebensraum angepasst. Beachtet man die Tatsache, dass Kannibalismus unter Brütlingen und Junghechten die Regel ist (Bryan 1967, GILES et al. 1986, KIPLING & FROST 1970) wird der Vorteil für die Hechtbrütlinge mit früherer Laichzeit (= frühere selbständige Fresszeit) noch deutlicher. Eine genetische Untersuchung und die Erarbeitung von Maßnahmen zur Erhaltung der Urform wären dringend erforderlich.

Durch die Seespiegelanhebung des Wallersees entstand neben der Vergrößerung der potentiellen Ab-laichflächen für Krautlaicher auch eine Möglichkeit zur Regulierung der Pegelstände, die vor allem den Hechten, die wie keine andere Fischart auf Überschwemmungsflächen angewiesen ist, zugute kommt. Aufgrund des Pilotcharakters des Projektes Seespiegelanhebung ist Literatur über Reaktionen der Fischfauna auf Veränderungen des Wasserstandes selten. Erfahrungen beim Aufstau von Gewässern zeigten, dass im ersten Jahr nach der Aufstauung die Häufigkeit von Junghechten vier- bis zehnmal höher war als in den darauf folgenden Jahren (BODALY & LESACK 1984). Dass die Hechte nur vom ersten Jahr nach dem Aufstau profitieren konnten, zeigt, dass diese Fischart jedes Jahr zum Ab-laichen Überschwemmungsflächen benötigt und neu entstandene Areale rasch nutzt. Ein schwankender Wasserstand (Frühjahreshochwasser) ist demnach wichtiger als dauerhaft überflutete seichte Bereiche.

## 5. Reproduktionsbiologie des Hechtes (Literaturstudie)

### 5.1 Lebensraum der Hechte

Hechte bewohnen stehende und langsam fließende Gewässer und halten sich meist im Uferbereich auf (CHAPMAN & MACKAY 1984, DIANA et al. 1977, KIPLING & FROST 1970). Zwischen Sommer und Winter gibt es keinen Unterschied im aufgesuchten Habitat (DIANA et al. 1977). Hechte sind tagaktiv (JOHNSON & MÜLLER 1978). Sie verteidigen keine deutlichen Territorien (DIANA et al. 1977) und wechseln ihr Habitat eher, als immer angenommen wurde (CHAPMAN & MACKAY 1984). Eine detaillierte Zusammenstellung zur Biologie des Hechtes kann der Literaturstudie von TONER & LAWLER (1969) entnommen werden.

### 5.2 Gonadenreifung und Fruchtbarkeit

Männchen erreichen meist mit ein bis zwei Jahren, Weibchen mit zwei bis drei Jahren die Laichreife (BREGAZZI & KENNEDY 1980, FROST & KIPLING 1967, HASSLER 1969, PRIEGEL & KROHN 1975, TREASURER 1990). Männchen sind meist kleiner als Weibchen gleichen Alters (HASSLER 1969, PRIEGEL & KROHN 1975). Die Absolute Fruchtbarkeit steigt mit der Körperlänge des Weibchens (SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984) und kann starke individuelle Schwankungen aufweisen. Die Relative Fruchtbarkeit wird meist mit 20.000 bis 40.000 Eiern pro Kilogramm Körpergewicht angegeben (FROST & KIPLING

1967, HEALY 1956, ROTH 1960), wobei ökologische Faktoren und die Populationsgröße einen großen Einfluss auf die Eizahl haben können (SPANOVSKAYA & SOLONINOVA 1984). Hechte erreichen nur in ihrem Lebensraum die Vollreife. Der Fang der Laichfische unterbricht den natürlichen Reifeprozess der Eier. Hechte, die bis zum Abstreifen gehältert werden erreichen nur selten eine wirkliche Vollreife (LILJELUND 1967).

### 5.3 Laichzeit

Hechte suchen bereits vor der eigentlichen Laichzeit das Laichgebiet auf. Die Zuwanderung erfolgt oft noch unter der Eisdecke der Seen (CLARK 1950, EINSELE 1952, FORNEY 1968), erreicht aber bei warmem, sonnigem Wetter ihren Höhepunkt (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Die Männchen suchen dabei die Laichplätze schon einige Zeit vor den Weibchen auf (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958; FORTIN et al., 1982; FROST & KIPLING 1967; HEALY 1956; PRIEGEL & KROHN 1975).

Die Laichzeit der Hechte ist je nach geographischer Region sehr unterschiedlich und kann von Februar bis Juni erfolgen. Nachdem die Laichreife eingetreten ist, wird das Ab-laichen durch Umwelteinflüsse wie Licht, Temperatur, Substrattyp und Wasserstand gesteuert (BRYAN 1967, HEALY 1956, JUNE 1977, PRIEGEL & KROHN 1975, ROTH 1960). Generell kann festgestellt werden, dass der Ab-laichvorgang

meist dann einsetzt, wenn der Wasserstand des Wohngewässers hoch oder im Steigen begriffen ist oder die Temperatur steigt (KENNEDY 1969, TREASURER 1990).

Zum Auslösen des Ablai chens ist keine bestimmte Wassertemperatur, aber eine deutliche Temperaturerhöhung erforderlich (EINSELE 1952, ROTH 1960). Das Ablai chen zieht sich meist über mehrere Tage hin (FRANKLIN & SMITH 1963; FORTIN et al., 1982; LINDROTH 1946; PRIEGEL & KROHN 1975). Beim Zurückgehen der Temperatur kommt es zum Abbruch des Laichgeschäfts (CLARK 1950, KENNEDY 1969). Dauert der Kälteeinbruch nicht nur einige Tage, sondern 3 bis 4 Wochen, wird die Hauptmasse der Eier in den weiblichen Gonaden wieder abgebaut (BRUYENKO 1976).

## 5.4 Laichplätze

Es existiert die Annahme, dass Hechte jedes Jahr zum Laichen ins gleiche Gebiet ziehen (BREGAZZI & KENNEDY 1980, FROST & KIPLING 1967). Die Laichplätze der Hechte sind überschwemmte Wiesen oder seichte, verkrautete Uferpartien (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958; FROST & KIPLING 1967; FORTIN et al., 1982; KENNEDY 1969) mit abgestorbener oder lebender Vegetation am Boden (BRYAN 1967, KENNEDY 1969). Flache Bereiche in geringer Tiefe werden bevorzugt, da hier die Wassererwärmung am stärksten ist (ROTH 1960). Die Wahl des Laichplatzes wird durch die Weibchen getroffen (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, ROTH 1960).

Durch das Anheften an die Vegetation werden die Eier vom Bodengrund ferngehalten, wo der Sauerstoffgehalt des Wassers niedrig ist (CASSELMANN & LEWIS 1996; FAGO 1977; FARRELL et al., 1996). Die Eidichten sind im Bereich der dichtesten Vegetation am höchsten (PRIEGEL & KROHN 1975). Es existiert aber wahrscheinlich keine Beziehung zwischen der Eidichte und einem bestimmten Vegetationstyp oder Vegetationsdichte (FORNEY 1968). Beim Vergleich verschiedener Pflanzengesellschaften erwiesen sich überflutete Wiesen (Gräser, Seggen) und gemähtes Heu als für Hechte am attraktivsten (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958; FAGO 1977; FORTIN et al., 1982; MCCARRAHER & THOMAS 1972; PRIEGEL & KROHN 1975). Sandig-schlammige Substrate werden nur akzeptiert, wenn keine Pflanzen vorhanden sind (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Ideale Temperaturbedingungen stehen in der Wertigkeit über idealem Laichsubstrat, denn geeignete Vegetation wird nicht angenommen, wenn das Wasser in dem Bereich zu kalt ist und wenn anderswo ideale Temperaturen zum Ablai chen vorliegen (FRANKLIN & SMITH 1963).

## 5.5 Laichverhalten

Das Verhalten beim Ablai chen wird durch FABRICIUS & GUSTAFSON (1958) ausführlich beschrieben. Ein Weibchen wird meist von zwei bis drei Männchen begleitet (CLARK 1950, ROTH 1960). Die Männchen bevorzugen Weibchen, die größer sind als sie selbst (CLARK 1950, FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, ROTH 1960). Die Laichfische schwimmen während des Ablai chens ständig vorwärts (CLARK 1950, FABRICIUS & GUSTAFSON 1958, ROTH 1960), wodurch die Eier gleichmäßig verteilt werden und die Gefahr der Laichräuberei durch andere Fische gemindert wird (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Die Dauer des Ablai chens hängt von der Länge des Weibchens und somit von der Eizahl ab. Kleine Weibchen benötigen zwischen einer Stunde und 5 Stunden 40 Minuten. Große Weibchen laichen oft tagelang (FABRICIUS & GUSTAFSON 1958). Die Abwanderung von den Laichplätzen beginnt zwei bis drei Tage nach dem Laichgeschäft und kann sich über 30 Tage hinziehen (PRIEGEL & KROHN 1975).

## 5.6 Bau des Hechteies

Hechteier entsprechen dem allgemeinen Bau eines Teleosteeies. Sie sind meist zwischen 2,5 und 3 mm groß und gelblich bis goldgelb gefärbt. Die äußere Schicht der Eihülle (*Zona radiata externa*) besteht aus Polysacchariden und Mucopolysacchariden und wird nach dem Ablai chen im Wasser stark klebrig und sorgt für die Anheftung der Eier am Laichsubstrat (GIHR 1958), aber auch für Verbreitung durch Wasservögel. Das Ei lässt sich nur innerhalb einer Minute nach der Ablage ins Wasser befruchten. Der Prozentsatz der befruchteten Eier beträgt in der Natur mindestens 75 %, wahrscheinlich jedoch mehr (LINDROTH 1946).

## 5.7 Eidichten am Laichplatz und Gefährdung des Laiches

Auf den Laichplätzen liegt eine geklumpfte Verteilung der Eier vor (FORNEY 1968), wobei die Eidichten im Bereich der dichtesten Vegetation am höchsten sind (PRIEGEL & KROHN 1975, WRIGHT & SHOESMITH 1988).

Die Überlebensrate der Eier ist sehr gering und liegt meist unter 1 % (bis zu 0,0 %) (FAGO 1977, FORNEY 1967, HASSLER 1970). Die hohe Mortalität hat zahlreiche Ursachen: rascher Temperaturabfall, lang anhaltende Schlechtwetterperioden, geringer Sauerstoffgehalt des Wassers während der Erbrütungszeit, sinkender Wasserstand, Ablagerung von Schlamm auf den Eiern, Laichräuberei durch andere Fische (HEINISCH 1986, FRANKLIN & SMITH 1963, HASSLER 1970, PRIEGEL & KROHN 1975, WRIGHT & SHOESMITH 1988).

## 5.8 Erbrütung und Entwicklung

Die Erbrütungszeit wird meist mit 10 bis 30 Tagen (120 bis 140 Tagesgrade) angegeben. In der Aufzuchtanlage am Wallersee dauert die Erbrütung der Hechteier etwa drei Wochen, was ca. 180 Tagesgraden entspricht (C. KAPPELLER, pers. Mitt.). Hechteier besitzen betreffend die Erbrütungstemperatur eine hohe Toleranzbreite. Die Wassertemperatur kann bei der Erbrütung 6 bis 7 °C aber auch 18 bis 20 °C betragen (GIHR 1958). Die Optimaltemperatur liegt zwischen 9 und 15 °C (LILLELUND 1967).

Eine frisch geschlüpfte Hechtlarve ist durchschnittlich 8 mm lang und 10 mg schwer (GIHR 1958). Die Larven besitzen einen großen Dottersack und ein mit Klebdrüsen versehenes Saugorgan, mit dem sie sich an das Substrat anheften können. Sie schwimmen zuerst leicht seitlich und heften sich innerhalb eines Tages an geeigneten Pflanzen oder anderem Substrat fest.

Die ersten 10 Lebenstage verbringen die Larven mehr oder weniger sessil, in dem sie sich an der aquatischen Vegetation anheften (FRANKLIN & SMITH 1963, KENNEDY 1969). Die Anhaftphase kann bis zu drei Wochen betragen (SCHÄPERCLAUS 1940). Zwischen der Dichte der Brutfische und der Dichte der Wasserpflanzen besteht ein Zusammenhang. Je dichter die Vegetation und je höher der Wasserstand ist, desto mehr Hechte konnten nachgewiesen werden (HAKKARI & BAGGE 1985).

Mit einer Länge von 13 bis 13,5 mm beginnen die Larven Nahrung aufzunehmen (KENNEDY 1969). Die erste Nahrung besteht aus kleinen Cladoceren und Copepoden. Später werden größere Cladoceren, Amphipoden, Isopoden, kleine Larvenstadien aquatischer Insekten und Fischbrut (ab 30 mm Larvenlänge) gefressen (FAGO 1977, FROST 1954, KENNEDY 1969).

Kannibalismus kommt unter Brütlingen häufig vor (BRYAN 1967, KIPLING & FROST 1970). Der Prozentsatz der kannibalischen Individuen steigt mit der Dichte der Hechte im Gewässer (BRY et al., 1992; GILES et al., 1986; WRIGHT & GILES 1987). Bei Hechten zwischen 6 Monaten und 2 Jahren ist Kannibalismus die Hauptursache für natürliche Mortalität (MANN 1982).

## 5.9 Die Bedeutung der aquatischen Vegetation

Hechte halten sich meistens in seichten Gebieten mit aquatischer Vegetation auf. Vor allem die Brut und einsömmerige Hechte benötigen aquatische Vegetation, während zu dichter Pflanzenwuchs für ältere Individuen ungünstig ist und von diesen offene Wasserflächen bevorzugt werden (CHAPMAN & MACKAY 1984). Die Bestandsgröße einer Hechtpopulation hängt weitgehend vom verfügbaren Areal an Vegetation ab (GRIMM 1983, HAKKARI & BAGGE 1985). Die Fänge von Hechten in Bereichen mit submerser Vegetation sind 3 x größer als an Stellen mit emerser Vegetation und 10 x größer als an Plätzen ohne Pflanzen (HOLLAND & HUSTON 1984). Larven im Dottersackstadium konnten überhaupt nur in aquatischer Vegetation nachgewiesen werden (WRIGHT & SHOESMITH 1988).

## 5.10 Stärke der Jahrgänge

Extreme Schwankungen der Stärke der Jahrgänge sind für Hechte typisch (FRANKLIN & SMITH 1963). KIPLING & FROST (1970) sehen zwischen der Stärke der Jahrgänge und den Temperaturbedingungen im ersten Lebensjahr einen Zusammenhang. Die Stärke der Jahrgänge ist nicht mit der Populationsgröße oder der Biomasse der Elternpopulation korreliert. Für die Stärke eines Jahrganges sind Lufttemperaturen im Juni, die Wasserstände von Juni bis September und die Stärke des vorjährigen Nachwuchses von Bedeutung (FORTIN et al., 1982). Gute Wachstumsbedingungen für Jungfische stärken den Jahrgang insofern, als einsömmerige Hechte nur Beute aufnehmen, die kleiner als 45 % ihrer Körperlänge ist. Daher sind optimale Sommertemperaturen für eine hohe Überlebensrate der Brut wichtig (CRAIG & KIPLING 1983). Eine Untersuchung von JOHNSON (1957) zeigt eine positive Korrelation zwischen reichen Hechtjahrgängen und hohen Wasserständen auf den Laichwiesen. Auch HASSLER (1969) gibt an, dass die hohen Frühjahrswasserstände den Frühsommer über aufrechterhalten werden müssen. Wasserqualität, Frühjahrswasserstände und Temperaturen sowie die Beschaffenheit der aquatischen Vegetation repräsentieren die Faktoren, die den Reproduktionserfolg der Hechte laut MCCARRAHER & THOMAS (1972) bestimmen. MINNS et al. (1996) fanden, dass für die Hechtpopulation nicht das Laichhabitat der limitierende Faktor ist, sondern der Lebensraum von Brut und Jungfischen bis zum Adultstadium. Auch wenn sie in absoluten Zahlen gesehen seltener sind, so benötigen die anderen Lebensstadien ungleich mehr Anteile am gesamten Ökosystem als die Eiablage allein.

## 6. Literatur

- BODALY R. A., LESACK L. F. W. (1984): Response of a boreal northern pike (*Esox lucius*) population to lake impoundment: Wupaw Bay, Southern Indian Lake, Manitoba. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 706-714
- BREGAZZI P. R., KENNEDY C. R. (1980): The biology of pike, *Esox lucius* L., in a southern eutrophic lake. - J. Fish. Biol., 17: 91-112
- BRY C., BASSET E., ROGNON X., BONAMY F. (1992): Analysis of sibling cannibalism among pike, *Esox lucius*, juveniles reared under semi-natural conditions. - Environm. Biol. of Fishes, 35: 75-84
- BRYAN J. E. (1967): Northern pike production in Phalen Pond, Minnesota. - The Minnesota Academy of Science, 34 (2): 101-109
- BRUYENKO V. P. (1976): Feeding habitats of pike (*Esox lucius* L.) in the Kremenchug Reservoir during spawning period. - Hydrobiol. J., 12: 103-106
- CASSELMAN J. M. (1978): Effects of environmental factors on growth, survival, activity, and exploitation of northern pike. - Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 11: 114-128
- CASSELMAN J.M., C.A. LEWIS (1996): Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 161-174
- CLARK C.F. (1950): Observations on the spawning habitats of the northern pike, *Esox lucius*, in Northwestern Ohio. - Copeia, 4: 285-288
- CHAPMAN L. J., MACKAY W. C. (1984): Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius* L. - J. Fish Biol., 25: 109-115
- CRAIG J. F., KIPLING C. (1983): Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. - J. Fish. Biol., 22: 713-727
- DE NIE H.W. (1987): The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. - EIFAC Occasional Paper No. 19: 1-52
- DIANA J.S., W.C. MACKAY, M. EHRMAN (1977): Movements and habitat preference of northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. - Trans. Amer. Fish. Soc., 106: 560-565
- EINSELE W. (1952): Zur Frage der Abhängigkeit des Laichreifeintritts und der Laichablage bei Fischen von Wassertemperatur und Witterung. - Österr. Fischerei, 5: 8-10
- FABRICIUS E., GUSTAFSON K.-J. (1958): Some new observations on the spawning behaviour of the pike, *Esox lucius* L. - Rep. Inst. Freshwat. Res. (Drottningholm), 39: 23-54
- FAGO D.M. (1977): Northern pike production in managed spawning and rearing marshes. - Wisconsin Departm. Nat. Resources. Tech. Bull., 96: 1-30
- FARRELL J.M., WERNER R.G., LAPAN S.R., CLAYPOOLE K.A. (1996): Egg distribution and spawning habitat of northern pike and muskellunge in a St. Lawrence River marsh, New York. - Trans. Am. Fish. Soc., 125: 127-131
- FORNEY J.L. (1968): Production of young northern pike in a regulated marsh. - New York Fish and Game Journal, 15 (2): 143-154
- FORTIN R., DUMONT P., FOURNIER H., CADIEUX C., VILLENEUVE D. (1982): Reproduction et force des classes d'âge du grand brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut-Richelieu et la baie Missisquoi. - Can. J. Zool., 60: 227-240
- FRANKLIN D. R., SMITH L. L. jr. (1963): Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. - Trans. Am. Fish. Soc., 92: 91-110
- FROST W. E., KIPLING C. (1967): A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. - J. Animal Ecology, 36: 651-693
- GEIGER W., MENG H. J., RUHLÉ C. (1975): Pumpspeichwerke und Hechtbrut - ein Modellversuch. - Schweiz. Z. Hydrol., 37: 225-234
- GILES N., WRIGHT R. N., NORD M. E. (1986): Cannibalism in pike fry, *Esox lucius* L.: Some experiments with fry densities. - J. Fish Biol., 29: 107-113
- GIHR M. (1958): Vom Hechtei zum Vollhecht. - Österr. Fischerei, 11: 109-115
- GLECHNER R. (1996): Untersuchung des Laichverhaltens verschiedener Fischarten im Wallersee unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche des Hechtes. - Unveröff. Gutachten, Land Salzburg, Gewässerschutz, 1-92
- GRIMM M. P. (1983): Regulation of Biomasses of Small (<41 cm) northern pike (*Esox lucius* L.), with special reference to the fingerlings (4-6 cm). - Fish. Mgmt., 14: 115-134
- HAKKARI L., BAGGE P. (1985): On the fry densities of pike (*Esox lucius* L.) in Lake Saimaa, Finland. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 22: 2560-2565
- HASSLER T. (1969): Biology of the northern pike in Oahe Reservoir, 1959 through 1965. Techn. Papers Bur. - Sport Fisheries Wildlife, 29: 3-13
- HASSLER T. (1970): Environmental influences on early development and year-class strength of northern pike in Lakes Oahe and Sharpe, South Dakota. - Trans. Am. Fish. Soc., 2: 369-375
- HEALY A. (1956): Pike (*Esox lucius* L.) in three Irish lakes. Scientific Proceedings. - Royal Dublin Soc., 27: 51-63
- HEINISCH W. (1986): Fischereibiologische Untersuchung über Laichplätze und Laichverhalten einiger Wallerseeefische. - Std. Forsch. Salzburg, 2: 409-413
- HOLLAND L. E., HUSTON M. L. (1984): Relationship of young-of-the-year northern pike to aquatic vegetation types in backwaters of the Upper Mississippi River. - N. Amer. J. Fish. Management, 4: 514-522
- JÄGER P. (1986): Die Vorlandseen und ihre Einzugsgebiete als Ökosysteme betrachtet (ausgewählte Beispiele). - Std. Forsch. Salzburg, 2: 489-497.
- JOHNSON F.H. (1957): Northern pike year class strength and spring water levels. - Trans. Amer. Fish. Soc., 86: 285-293
- JOHNSON T., MÜLLER K. (1978): Migration of juvenile pike, *Esox lucius* L., from a coastal stream to the northern part of the Bothnian Sea. - Aquilo Ser. Zool., 18: 57-61
- JUNE F. C. (1977): Reproductive patterns in seventeen species of warmwater fishes in a Missouri River reservoir. - Env. Biol. Fish., 2: 285-296
- KENNEDY M. (1969): Irish pike investigations. I. Spawning and early life history. - Irish Fish. Invest., 5, Series A: 4-33
- KIPLING C., FROST W. E. (1970): A study of the mortality, population numbers, year class strengths, production and food consumption of pike, *Esox lucius* L., in Windermere from 1944 to 1962. - J. Anim. Ecol., 39: 115-157
- LILLELUND K. (1967): Versuche zur Erbrütung der Eier vom Hecht, *Esox lucius* L., in Abhängigkeit von Temperatur und Licht. - Archiv für Fischereiwissenschaften, 17: 95-113
- LINDROTH A. (1946): Zur Biologie der Befruchtung und Entwicklung beim Hecht. - Mitt. der Anstalt für Binnfischerei Drottningholm, 24: 1-173
- MANN R. H. K. (1982): The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius*) in the River Frome, Dorset. - J. Anim. Ecol., 51: 81-95

- MCCARRAHER D. B., THOMAS R. E. (1972): Ecological significance of vegetation to northern pike, *Esox lucius*, spawning. - Trans. Amer. Fish. Soc., 3: 560-563
- MINNS C. K., RANDALL R. G., MOORE J. E., CAIRNS V. W. (1996): A model simulation the impact of habitat supply limits on northern pike, *Esox lucius*, in Hamilton Harbour, Lake Ontario. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 20-34
- OSTENDORP W. (1993): Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. - In: OSTENDORP W., KRUMSCHEID-PLANKERT P. (Hrsg.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. - Limnologie Aktuell, 5: 149-161
- OSTENDORP W., ISELI C., KRAUSS M., KRUMSCHEID-PLANKERT P., MORET J.-L., ROLLIER M., SCHANZ F. (1995): Lake shore deterioration, reed management and band restoration in some Central European lakes. - Ecol. Eng., 5: 51-75
- PETZ-GLECHNER R. (2001): Die Fischfauna der Trumer Seen. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 151-162 (2015)
- PRIEGEL G. R., KROHN D. C. (1975): Characteristics of a northern pike spawning population. - Wisconsin Dept. Nat. Res. Tech. Bull. 86: 1-18
- ROTH H. (1960): Die Fortpflanzung des Hechtes und die Entwicklung der Brut. - Schweiz. Fischereizeitung, 9/10: 2-8
- SIEFERT R. E., SPOOR W. A., SYRETT R. F. (1973): Effects of reduced oxygen concentrations on northern pike (*Esox lucius*) embryos and larvae. - J. Fish. Res. Board Can., 30: 849-852
- SPANOVSKAYA V. D., SOLONINOVA L. N. (1984): The fecundity of pike, *Esox lucius* (Esocidae). - J. Ichthyol., 23: 75-83
- TONER E. D., LAWLER G. H. (1969): Synopsis of biological data on the pike *Esox lucius* (LINNAEUS 1758). - FAO Fisheries Synopsis No. 30
- TSCHÖRTNER U. (1959): Untersuchungen über den Einfluss einiger Milieufaktoren auf die Entwicklung des Hechtes (*Esox lucius* L.). - Arch. Hydrobiol., Suppl. 24: 123-152, 153-185
- TREASURER J. W. (1990): The annual reproductive cycle of pike, *Esox lucius* L., in two Scottish lakes. - J. Fish. Biol., 36: 29-46
- WRIGHT R. M., SHOESMITH E. A. (1988): The reproductive success of pike, *Esox lucius*: aspects of fecundity, egg density and survival. - J. Fish. Biol., 33: 623-636

#### Zitiervorschlag:

- PETZ-GLECHNER R., JÄGER P. (2001): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 201-210 (2015)

#### Anschrift der Verfasser:

Mag. Dr. Regina PETZ-GLECHNER, PETZ OEG - Technisches Büro für Ökologie und Umweltschutz, Neufahrn 74, 5202 Neumarkt am Wallersee, [petz@umweltgutachten.at](mailto:petz@umweltgutachten.at)  
 Dr. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, Österreich, [paul.jaeger@sbg.at](mailto:paul.jaeger@sbg.at)

# Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee 2009 und vergleichende Diskussion der Ergebnisse 1982, 1983, 1995, 2001 und 2009

Paul JÄGER und Martin FINSTER

Mit 17 Abbildungen und 4 Tabellen im Text, 4 Karten im Anhang.

## **KURZFASSUNG**

Laichzeitbeobachtungen am Wallersee bestätigten, dass die autochthonen Hechte des Sees im Frühjahr mit der Schneeschmelze beginnen bei höheren Wasserständen und steigenden Wassertemperaturen in den Uferzonen des Sees abzulaichen (1982, 1983, 1995, 2000, 2009).

Der Hechtbestand des Sees setzt sich aus der seit ca. 11.000 Jahren autochthonen Hechtpopulation und aus Besatzechten von verschiedenen Seen in Österreich zusammen. Daraus resultiert eine relativ lange Laichperiode, die von März bis Mai dauern kann.

Hechte finden derzeit im Bereich des Bayerhamer und des Fischtaginger Spitzes die für das Aufkommen der Junghechte günstigsten Überschwemmungsflächen. Wie frühere Ausfänge von Berufsfischern bestätigen, ist ein Ablai-chen der Hechte entlang der gesamten Schilfzonen des Sees möglich.

Die ersten Laichaktivitäten konnten 2009 in überschwemmten Flachwasserzonen am Bayerhamer Spitz und am Fischtaginger Spitz ab Mitte März unmittelbar nach dem Aufbrechen der Eisdecke beobachtet werden. Der zeitliche Ablauf des Ablai-ehens wird maßgeblich von der Wassertemperaturentwicklung beeinflusst. Kaltwettereinbrüche führten am Wallersee von einer Verlängerung des Laichgeschehens bis hin zu einem Abbruch der Laichaktivitäten. Die Dauer der Laichaktivitäten an den Überschwemmungsflächen betrug nie mehr als 1 Woche. Laichreife Hechte wurden jedoch im Umfeld der Laichplätze bis Mitte Mai gefangen.

Die Einführung eines neuen Seeregulatives im Jahr 1999 erhöhte die Überschreitungsdauer des Wasserstandes über der Kote 506,00 m ü. A. von wenigen Tagen auf über 40 Tage in den Untersuchungsjahren nach der Seespiegelregulierung. Im Jahr 2009 deuten Temperaturaufzeichnungen an den maßgeblichen Lachplätzen erstmals auf ein Überleben der frühen Entwicklungsstadien des Hechtes hin. Die notwendige Anzahl von 24 – 28 Tagen mit erhöhtem Wasserstand wurde an allen Laichplätzen erreicht. Damit hat vor allem der autochthone Hechtbestand wieder einen Chance, seine Population zu erhalten.

Eine Erholung des seit den 1980er Jahren zurückgehenden Hechtbestandes wird erwartet. Unterstützt wird das Aufkommen der Junghechte durch den Wiedereinstau von zuvor trocken gefallenem Schilfbeständen als Folge der Spiegelanhebung und durch die beobachtete Wiederausbreitung von Schilf landwärts aber auch seewärts in größere Wassertiefen.

Mit der Seespiegelanhebung wurde eine Vergrößerung der potentiellen Laichareale für Hechte von 8 auf 13 ha erreicht.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG.....	212
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	214
2.1 Hydromorphologie und Trophie	
2.2 Das neue Seeregulativ	
2.3 Hydrologische Kennwerte und Bestandstiefen des Schilfgürtels am Wallersee seit 1999	
2.4 Potentielle Laichareale für Hechte am Wallersee vor und nach der Wiederanhebung des Seespiegels	
3. MATERIAL UND METHODEN .....	219
3.1 Laichplatzkartierung	
3.2 Ermittlung der Wasserstandsänderungen an den Laichplätzen während der Beobachtungsphase	
3.3 Temperatur und Sauerstoffmessungen an den Laichplätzen	
4. ERGEBNISSE .....	219
4.1 Hechtlaichzeit 2009	
4.2 Hechtlaichplätze 2009	
4.3 Wasserstandsänderung vor und nach der Seespiegelanhebung	
4.4 Wasserstandsänderungen an den Laichplätzen 2009	
4.5 Temperatur- und Sauerstoffmessungen an den Laichplätzen 2009.	
4.6 Erbrütungszeiten der Hechtbrut im Frühjahr 2009	
5. VERGLEICHENDE DISKUSSION DER LAICHPLATZUNTERSUCHUNGEN 1982-1983, 1995, 2001 UND 2009.....	227
5.1 Hechtlaichplätze und Hechtlaichzeit am Wallersee	
5.2 Einfluss der Seespiegelanhebung auf die Abiotik der Hechtlaichplätze	
5.3 Nachweis der Annahme der künstlich errichteten Gräben am Bayerhammerspitz als Laichhabitate	
5.4 Entwicklung der Hechtpopulation am Wallersee	
6. LITERATUR .....	230
7. ANHANG, KARTEN.....	232

## 1. Einleitung

Für eine positive Populationsentwicklung benötigen Fische das richtige Habitat für den Laichvorgang, die Jungfischentwicklung und die geeigneten Lebensräume für Adultfische.

Der Hecht, *Esox lucius* L., dessen Gattung eine holarktische Verbreitung aufweist und während der letzten Eiszeit Mitglied der glazialen Mischfauna in Europa war (JÄGER et al., 2010), benötigt für eine erfolgreiche Fortpflanzung besondere Laichhabitate (CRAIG 2008). Das Laichgeschehen findet als Relikt seiner Herkunft aus arktischen Breiten vorwiegend im Bereich der während der Schneeschmelze im Frühjahr überschwemmten Flachwasserzonen von Seen und Flüssen statt (BRYAN 1967, KENNEDY 1969, PRIEGEL & KROHN 1975).

Ein charakteristischer Ablauf des Laichgeschehens ist vielfach beschrieben (GLECHNER 1996). Beeinflusst von Wasserstand und Temperaturentwicklung laichen Hechte zunächst über saisonal überfluteter Vegetation z. B. lockere Landschilfbereiche, dann in flachen Buchten an submerser Vegetation und später bei

weiter zurückgegangenem Wasserstand im Seebecken bis in 6 m Wassertiefe ab (FARRELL et al., 2006).

In ihrer Studie zeigten FARRELL et al. (2006), dass frühes Abbläichen in Kombination mit dem Abbläichen auf Überschwemmungsflächen zu einer höheren Jungfischproduktion führte als das Laichen in flachen Buchten. Größere Wassertiefen trugen kaum zur Produktion bei, da hier im Frühjahr meist noch die Strukturen zum Anheften der Eier und Larven fehlen.

Für das weitere Aufkommen der Jungfische ist das Vorhandensein von Makrophyten in ausreichender Dichte von entscheidender Bedeutung. So benötigen junge Hechte submerser Vegetation mit einem Deckungsgrad von 35 - 70%, was z. B. auch einem lockeren Schilfbestand nach JÄGER et al. (2011) entspricht, um vor Kannibalismus und Raubdruck geschützt zu sein (KOED et al., 2006).

Der zeitliche Ablauf des Laichvorganges wird von Wasserstandsänderungen und von der Temperatur beeinflusst. Er ist daher von der geographischen Lage und dem lokalen Wetterverlauf abhängig. Die Laich-

aktivität der Hechte löst neben anderen Faktoren meist ein rascher Temperaturanstieg oder ein Anstieg des Wasserstandes zu Beginn der Laichzeit aus (EINSELE 1952, KENNEDY 1969, TREASURER 1990).

Ein starkes Abfallen der Temperatur kann den Laichvorgang verzögern und unterbrechen (CLARK 1950, KENNEDY 1969).

Am Wallersee wurden in den Jahren 1982 und 1983 (HEINISCH 1986), 1995 und 2000 (GLECHNER 1996, PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001) Laichzeitbeobachtungen zur Hechtlaiche durchgeführt.

Bis auf das Jahr 2000, in dem sehr warmes Wetter bereits im März die Laichzeit auslöste, fiel die Hauptlaichzeit in den April (HEINISCH 1986, GLECHNER 1996, PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001).

Im Jahr 2000 wurden Hechte bereits im März an den traditionellen Laichgründen gesichtet (C. KAPPELLER, pers. Mitteilung). In diesen Untersuchungen bestätigte sich, dass das Wettergeschehen die Laichzeit wesentlich beeinflusst. Abfallende Temperaturen sowie Wetterverschlechterungen mit einsetzender Trübung der Uferbereiche führten zu einem Unterbrechen (GLECHNER 1996, HEINISCH 1986) oder Abbruch des Laichgeschehens (PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001).

Da im Wallersee, wie in den andern Vorlandseen, Hechte aus anderen Seen z. B. dem Attersee eingesetzt wurden, ist anzunehmen, dass die gesamte Hechtlaiichperiode durch die lokal geprägten unterschiedlichen Laichzeiten der „Wallersee - Urhechte“ und der Besatzechte verlängert wird.

Nach C. KAPPELLER (mdl. Mitt.) dauert die Laichzeit der „Urhechte“ von Anfang März bis Mitte April, die der Besatzechte von Mitte April bis Mitte Mai.

Die Urhechte sind seit Jahrtausenden an das natürliche hydrologische Regime des Wallersees angepasst und können deshalb einen Reproduktionsvorteil aus den zur gewohnten Zeit überschwemmten Flächen ziehen (C. KAPPELLER, pers. Mitteilung, PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001).

In den vorangegangenen Studien wurde der Laicherfolg der Hechte am Wallersee vor allem mit den Wasserstandsänderungen während der Laichzeit in Zusammenhang gebracht. GLECHNER (1996) führte eine ausführliche Literaturstudie zur Fortpflanzungsbiologie des Hechtes durch.

Ausschlaggebend für die Dauer, in der die über dem Substrat an Vegetation angehefteten Hechteier und die geschlüpften Larven Gefahr laufen trocken zu fallen, ist die temperaturabhängige Erbrütungszeit. Sie wird in Tagesgraden gemessen.

Bevor die Hechtlarven mobil werden und geeignete Jungfischhabitate in den sich gerade entwickelnden Makrophytenbeständen oder im Schilfgürtel aufsu-

chen können, benötigen sie je nach Wassertemperatur 10-30 Tage oder 120-140 Tagesgrade bis zum Schlüpfen und weitere 9 Tage, an denen die Dottersackstadien an geeigneter Vegetation kleben bleiben (MÜLLER 1983, MUUS & DAHLSTRÖM 1990). Die Laichplätze müssen daher unter optimalen Temperaturbedingungen mindestens 19 Tage mit Wasser benetzt bleiben.

Von einer künstlichen Aufzucht von Hechteiern aus dem Wallersee ist bekannt, dass diese bei 8,8 °C ungefähr 20 bis 21 Tage zur Erbrütung benötigen. Inklusive der adhäsiven Phase der Hechtlarven wäre dann für einen Monat ein ausreichend hoher Wasserstand notwendig.

Die vorangegangenen Hechtlaiichzeitbeobachtungen 1983 bis 2000 zeigten, dass der Seespiegel durch die Eintiefung der Fischach in den Jahren 1959 und 1970/1971 zu einem zu frühen Trockenfallen der Laichplätze führte.

Der Seespiegel des Wallersees wurde seit 1886 um mehr als 2 m künstlich abgesenkt. Durch Ausbaggerungen in der Fischach sank der Mittelwasserspiegel letztlich auf 505,50 bis 506,60 m ü. A. ab dem Jahr 1972 (KRISAI & FRIESE 1986, HYDROGRAFISCHER DIENST 2007).

Erst der Einbau einer neuen Klauswehranlage in der Fischach und die damit erzielte Wiederanhebung des Seespiegels Ende 1999 im Zuge des Projektes „Hochwasserschutz Seekirchen und Seespiegelanhebung Wallersee“, verhindert ab diesem Zeitpunkt, dass der Wasserstand im langjährigen Mittel nicht mehr unter die Kote von 505,80 m ü. A. sinkt (Abb. 1a, b). Die Abflussganglinie des Sees wurde so gestaltet, dass der See bis zur Kote von 506,10 m ü. A. niederschlagsbedingt schnell ansteigt und langsam abfließt.

Die Wiederanhebung des Wasserspiegels soll vor allem die Stabilität der Seeufervegetation, der Schilf-, Binsen-, und Schwimmblattbestände, erhöhen und zur Wiederausbreitung der durch die mit der Seespiegelabsenkung großflächig zerstörten Schilfbestände führen (JÄGER 1986, JÄGER et al. 2011). Von dieser Stärkung der Ufervegetation des Sees profitieren die an diesen speziellen Lebensraum angepassten Insekten, Amphibien Kleinsäuger, Vögel und ganz speziell auch die im See heimischen Fischarten.

Das langsamere Abfließen des Wassers nach Wasserhochständen sollte auch einen positiven Effekt auf die Hechtlaiichplätze haben. Vor allem soll es das vorzeitige Trockenfallen der Laichplätze verhindern.

Ziel der Untersuchung der Hechtlaiche 2009 am Wallersee ist es das Wissen über die Hechtlaiche hinsichtlich der Laichplätze und des zeitlichen Ablaufs des Laichvorganges, aufbauend auf vorangegangenen Beobachtungen in den Jahren 1982, 1983 (HEINISCH 1986), 1995 und 2000 (PETZ-GLECHNER

& JÄGER 2001), zu vervollständigen und einen möglichen Effekt der Seespiegelanhebung festzustellen.

Mit der genauen Verortung der Beobachtungen in Verbindung mit einem digitalen Tiefenmodell des Wallersees wird die Eignung von Hechtlaichplätzen in Bezug auf das geänderte Abflussverhalten seit dem Jahr 2000 untersucht werden.

Es wird vermutet, dass sich die Hechtpopulation durch den Eingriff in das Abflussregime seit 2000 positiv entwickelt hat, was sich in den Fangstatistiken

des Berufsfischers sowie in der Wiederausdehnung der für die jungen Hechte so wichtigen Schilf- und Makrophytenbestände zeigen sollte (WIESNER 1995, JÄGER et al., 2011).

Die fischökologische Umstellung des Sees vom Zandersee zum Barsch-Hechtsee nach Reoligotrophierung und Wiederanhebung des Seespiegels sowie eine signifikante Vermehrung der Jungfischbestände im Frühsommer wurden von WANZENBÖCK & JÄGER (2015) bereits nachgewiesen.

## 2. Untersuchungsgebiet

### 2.1 Hydromorphologie und Trophie

Heute befindet sich der Wallersee nach einer Phase im eutrophierten Zustand wieder seinem natürlichen mesotrophen Zustand. Die unfiltrierten Gesamtposphorkonzentrationen variierten in den letzten Jahren zwischen 0,01 und 0,02 mg/l (Abb. 1). Die Sichttiefen haben sich dadurch deutlich erhöht, wie am Trend erkennbar wird (Abb. 2).

Naturbelassene Schilfgürtel und flache Ufer befinden sich vorwiegend im Bereich der Seekirchner Bucht am Fischtaginger und am Bayerhamer Spitz sowie

entlang des nordöstlichen Ufers vor dem Wenger Moor von der Schönbachmündung bis nördlich der Wallerbachmündung (Abb. 3).

Bemerkenswert ist das große Verhältnis von Einzugsgebiet zu Seefläche von 17:1 (Tab. 1). Hohe Niederschlagsmengen führen daher zu einem starken und schnellen Ansteigen des Seespiegels. Der See weist einen jährlichen Pegelweg von mehr als einem Meter auf. In den Wintermonaten Jänner bis März besitzt der Wallersee meist eine durchgehende Winterdecke.

Tab. 1: Stammdaten des Wallersees, Gewässerschutz Land Salzburg.

Geographische Länge Ost	13°10'25"	Länge	5,55 km
Geographische Breite Nord	47°54'39"	Breite max.	2,0 km
Höhe bei MW	506,0 m ü. A.	Umfang	16,469 km
Einzugsgebiet inkl. See	109,5 km <sup>2</sup>	Mittlere Tiefe	12,98 m
Seefläche bei MW	5,9 km <sup>2</sup>	Maximale Tiefe	23,3 m
Volumen bei MW	76,1 km <sup>3</sup>	Mittlere Wassertemperatur in 15 cm	
Wasseraustauschrate 1981/82	1,29 [Q <sub>A</sub> /V]	Wassertiefe (Pegel Wallersee 2000 - 2008)	11,3 °C

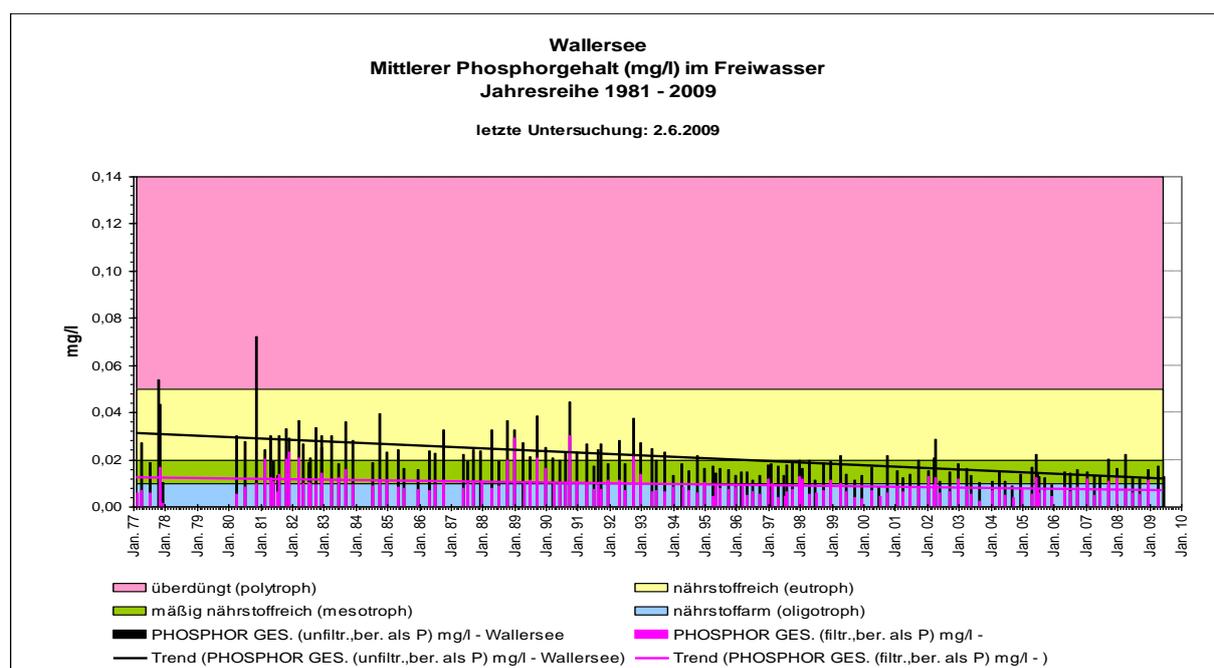


Abb. 1: Phosphorgehalt im Wallersee von 1981 bis 2009 (Grafik: Ingrid SCHILLINGER, Land Salzburg – Gewässerschutz)

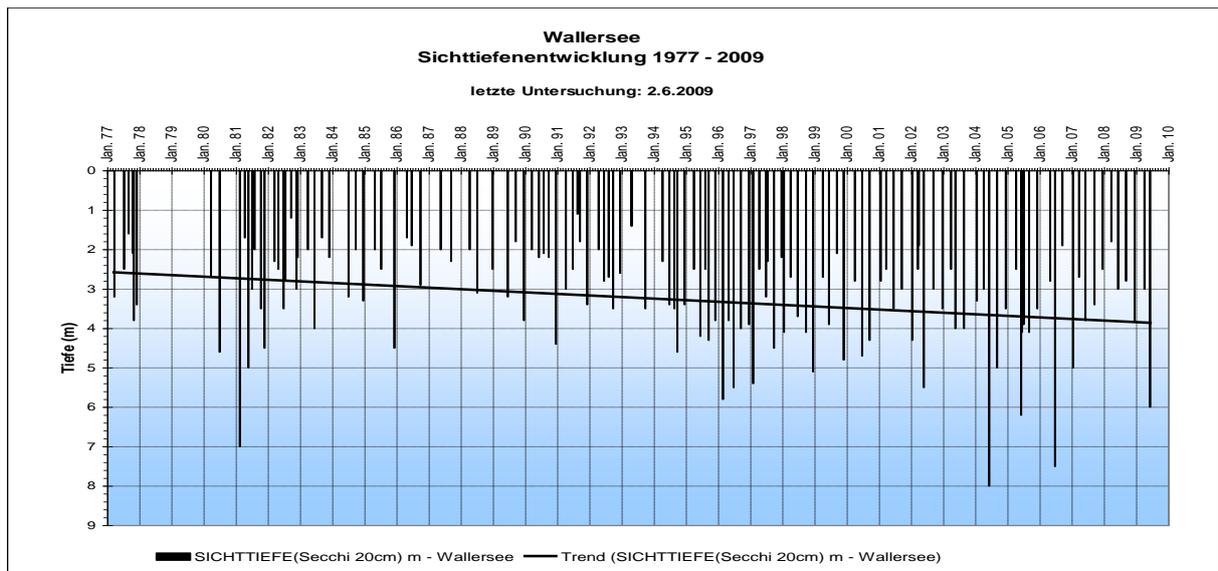


Abb. 2: Sichttiefenentwicklung des Wallersees mit Trendlinie von 1977 bis 2009 (Grafik: Ingrid SCHILLINGER, Land Salzburg – Gewässerschutz)

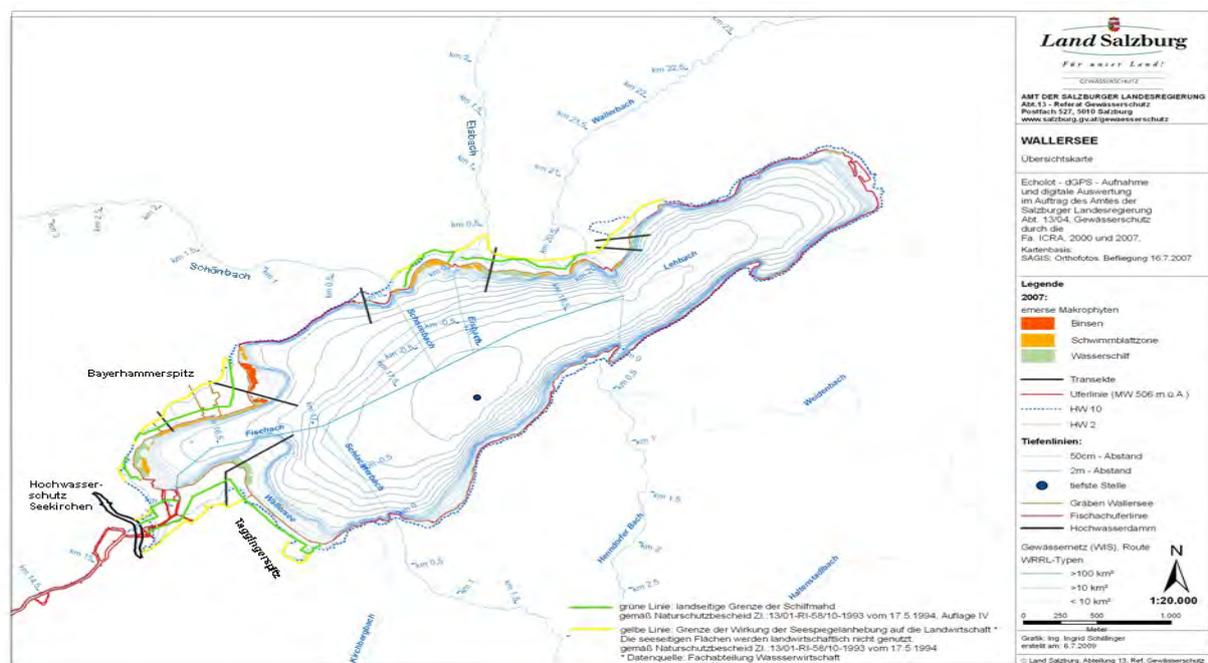


Abb. 3: Übersichtskarte des Wallersees mit Tiefenstufen, emersen Makrophyten ab der MW – Kote seewärts und der „Grünen Linie“ (Grafik: Ingrid SCHILLINGER, Land Salzburg – Gewässerschutz)

## 2.2 Das neue Seeregulativ 1999

Mit dem wasserrechtlichen Bescheid vom 27.1.1994, Zahl 1/01 – 33.74/47 – 1994 wurde die Bewilligung für den Bau einer Seeklause zur Regulierung des Abflusses des Wallersees als Hochwasserschutz und zur Wiederanhebung des Seespiegels erteilt. Die Seeklause besteht aus 2 Elementen, einer speziell profilierten Niederwasserrinne und einer über 40 m breiten Mittelwasserschwelle sowie einer 40 m flussab gelegenen Klause (Abb. 4 a, 4 b). Bis zur Kote 506,10 m ü. A. fließt das Wasser ausschließlich durch

die Niederwasserrinne. Das führt zu einem verzögerten Absinken und raschen Wiederaufstau des Sees im Mittel- und Niederwasserbereich. Wird die Mittelwasserschwelle überstaut, so kann über eine Gewässerbreite von über 40 m Wasser abfließen. Steigt der Wasserstand weiter, wird der Abfluss aus dem See von der Hochwasserklausen gedrosselt und die Rückhaltekapazität des Sees genutzt. Das Klauswehr nahm im Dezember 1999 den Betrieb auf.



Abb. 4 a: Nieder-Mittelwasserschwelle in der Fischach während des Frühjahrshochwasser 2009. Die 30 m breite Schwelle ist bei diesem Abfluss bereits überstaut.  
Foto: Martin FINSTER, 20.3.2009



Abb. 4 b: Seeklause flussab der Nieder-Mittelwasserschwelle mit Bootschleuse. Foto: Martin FINSTER, 20.3.2009

### 2.3 Hydrologische Kennwerte und Bestandestiefen des Schilfgürtels am Wallersee (JÄGER et al., 2011)

Der Wallersee bedeckt eine Fläche von 5,9 km<sup>2</sup>, ist 23,5 m tief und hat eine Uferlänge von 16,4 km. Davon sind 40 % des Ufers bzw. 6,5 km mit Schilf bestanden, auf 2,4 km säumen Sträucher und auf 1,2 km Wald das Seeufer. Damit sind 62 % des Seeufers weitgehend naturbelassen, wenn nicht die Seespiegellage manipuliert wird und die landwirtschaftliche Nutzung den nötigen Abstand vom See hält.

In Tab. 2 sind die landseitigen und seeseitigen Ausbreitungsgrenzen des Wasserschilfes im Bereich der Naturschutzgebiete nach JÄGER et al. (2011) zusammengestellt.

Der Vergleich mit den hydrologischen Kenndaten vor und nach der Seespiegelanhebung an den windexponierten Uferpartien zeigt die hydraulische Belastung der Stirnseite der Schilffront durch Wellenenergie bei den am Wallersee vorherrschenden Ost- und Westwinden.

Besonders deutlich zeigt sich dies an der flachen Ostseite des Bayerhamer Spitzes, an welcher die seeseitige Schilffront bis fast zur früheren Mittelwasserkote zurück gewichen ist. An diesem Uferbereich ist häufiger Eisstoß auch mechanische Ursache für den Schilfrückgang. Der überwiegende Teil der Fronten der Schilfbestände wurzelt nach der Spiegelanhebung wieder in 0,9 bis 1,5 m Wassertiefe, bezogen auf MW und damit unter der kritischen Wassertiefe für den Wellenangriff (JÄGER 2015). Die Auswertung der Schilfgrenzen normal zur Uferlinie ergibt nach der Seespiegelanhebung vor den Naturschutzgebieten Bestandestiefen des Wasserschilfes von 65 – 82 m, dazu kommen 12 – 34 m Landschilf nach der Erhebung 2007. Nachdem ab 2010 am Bayerhamer Spitz und im Wenger Moor die „Grüne Linie“ (Abb. 3) als Grenze der Landschaftspflege einzuhalten ist, können in diesen Uferbereichen nunmehr auch beim Landschilf Bestandestiefen von 41 – 49 m erreicht werden.

Naturschutzgebiete	Fischtaginger Spitz	Bayerhamer Spitz	Wenger Moor	Hydrologische Kenndaten 1976-1999/2000-2008		
Ausbreitungstiefen Wasserschilf	Höhenkoten in m ü. Adria			Zeitreihen Hydrographischer Dienst 1976-1999 2000-2008		
<i>Grenze zu Landschilf</i>	506,50	506,50	506,50	506,45	506,45	HW2
				505,59	505,80	MW
Virtuelle Grenzlinie zwischen Modell Seewanne und Geländemodell sowie aufnahmetechnische Grenze Landschilf / Wasserschilf bei Bootsvermessung ICRA und 1993 geplante neue MW Kote				506,00		
				505,21	505,52	MNW
	Ostseite/Nordseite	Südseite/Ostseite	W-Seite/Südseite	505,10	505,35	NNW
<i>Seeseitige Schilffront</i>	504,90	504,90 505,50	504,40 504,2			
Vorderste Bestände			503,70			

Tab. 2: Ausbreitungstiefen des Wasserschilfes vor den Naturschutzgebieten im Wallersee; alle Koten in m ü. A. (JÄGER et al., 2011)

In den Landschilfbereichen ist allerdings das Aufkommen eines ausgedehnten Weidengürtels zu erwarten. Die Entwicklung einer naturnahen Vegetations-

zonierung im unmittelbaren Uferbereich des Wallerseees ist nun wieder möglich.

Bestandstyp	Mittlere Bestandestiefe der Schilfbestände in m		
	Fischtaginger Spitz	Bayerhamer Spitz	Wenger Moor
Mögliche mittlere Bestandestiefe Landschilf von Kote 506,50 landwärts bis "Grüne Linie"	40	41	49
Vorhandene mittlere Bestandestiefe Landschilf von Kote 506,50 landwärts (2007)	12	21	34
mittlere Bestandestiefe Wasserschilf von Kote 506,50 seewärts	82	65	71
Wasserschilf inkl. Einzelhalme nach Bootskartierung von Kote 506,00	70	44	37

Tab. 3: Mittlere Bestandestiefen der Schilfbestände in den Naturschutzgebieten am Wallersee 2010 (JÄGER et al., 2011).

## 2.4 Potentielle Laichareale am Wallersee vor und nach der Seespiegelanhebung (JÄGER et al. 2015)

Hechte laichen nach der bekannten Literatur und nach Beobachtungen am Wallersee während und nach der Eisschmelze im Frühjahr, von März und April. Sie laichen in 0,3 bis 0,7 m Wassertiefe in schütterten Schilfbeständen. Wenn diese fehlen, wird auch über Sandgrund abgelaiht. Dieser Laich hat aber keine Entwicklungschance, wenn (noch) keine Unterwasserpflanzen vorhanden sind.

Mit der Seespiegelanhebung werden nunmehr zur Schneeschmelze wieder höhere Wasserstände im See beobachtet. Waren zwischen 1959 und 1999 die Laichaktivitäten bei Spiegelhöhen um 506,0 m zu beobachten, so konnte 2009 das Ablaihen der Hechte im März und April bei Wasserständen von 506,50 m, etwa HW2, verfolgt werden.

Die Hechte laichen in lockeren Schilfbeständen mit krautigem Unterwuchs ab 0,3 – 0,5 m Wassertiefe, sie meiden aber überstaute Flächen ausgemähter Streuwiesen, da diese keine Möglichkeit zum Anheften der klebrigen Eier und später der Brut bieten.

In Tab. 4 ist der Gewinn an potentiellm Laichareal durch die Seespiegelanhebung 1999 tabellarisch dargestellt.

Waren vor der Seespiegelanhebung 8 ha an potentiellen Laicharealen für Hechte im Wallersee verfügbar, so vergrößerten sich diese Flächen nach der Seespiegelanhebung auf 13 ha oder um 60 %. Vergleicht man die seeseitigen Schilfgrenzen aus Tab. 2 mit den Koten der potentiellen Laichareale in Tabelle 4, so zeigt sich, dass nun das gesamte Laichareal von Kote 504,80 bis Kote 506,10 einen reinen Wasserschilfbestand aufweist. Beobachtungen zeigen, dass aber nur Standorte mit lockeren Schilfbeständen von den Hechten als Laichareale angenommen werden.

Aus fischökologischer Sicht kommt damit dem Erhalt der Wasserschilfbereiche um den Wallersee, welche bis zur Kote der HW2 (506,50) reichen, höchst ökologische Priorität zu.

Jede Schilfmahd auf solchen Flächen ist eine direkte Schädigung des Tier- und Pflanzenbestandes des Sees nach dem WRG 1959 und damit gegen die öffentlichen Interessen am Erhalt der ökologischen Funktion der für den ökologischen Zustand des Sees maßgeblichen Uferbereiche, abgesehen davon, dass dies am Wallersee seit Jahren behördlich verboten ist. Der Bereich des Wasserschilfs einschließlich Binsenbestand mit mehr als 50 cm Wassertiefe, bezogen auf die Kote 505,60 m minus 50 cm nach Tab.4, hatte vor der Seespiegelanhebung ein Flächenausmaß von ca. 3,0 ha. Er wurde durch die Seespiegelanhebung auf die Kote 505, 80 m im Jahr 2000 auf ca. 5,6 ha vergrößert.

Die Auswertung der Bestandsklassen von Wasserschilf und Binsen nach Tabelle 5, das jedenfalls ab einer Seespiegelkote von 505,50 m ü. A. unter Wasser steht, ergibt nach den Bootsvermessungen im Vergleich der Jahre 2001 und 2007 eine deutliche Verdichtung der Schilfbestände, das lockere Schilf und die Einzelhalme haben abgenommen. Die Bestandsflächen von Schilf und Binsen verringerten sich um etwa 10 % von 7,2 ha auf 6,6 ha. Einige windexponierte Schilf- und Binsenflächen sind in diesen Jahren Opfer von Eisstoßereignissen geworden.

Der Wasserschilfbereich von der Vorderkante der Schilffront bis zur jeweiligen MW-Kote hat sich durch die Seespiegelanhebung von ca. 6,6 auf rund 9,4 ha Seefläche erweitert. Die potentiellen Laichareale für Hechte vergrößerten sich durch die Spiegelanhebung von 8 ha auf 13 ha.

Gebiete	Tiefenstufen	Flächen in ha	Aktivierungswasserstände im See bis seeseitige Schilffront nutzbar ab 0,3 – 0,5 m Überstau
Naturschutzgebiet Fischtaginger Spitz	504,8 – 505,3	1,07	505,60
	505,3 – 505,7	0,64	506,00
	505,7 – 506,1	0,94	506,40
		Alle Stufen <b>2,65</b>	
Naturschutzgebiet Bayerhamer Spitz	504,8 – 505,3	2,12	505,60
	505,3 – 505,7	1,04	506,00
	505,7 – 506,1	1,61	506,40
		Alle Stufen <b>4,77</b>	
Naturschutzgebiet Wenger Moor	504,8 – 505,3	1,40	505,60
	505,3 – 505,7	0,88	506,00
	505,7 – 506,1	1,38	506,40
		Alle Stufen <b>3,66</b>	
Restliche Uferbereiche	504,8 – 505,3	0,43	505,60
	505,3 – 505,7	0,56	506,00
	505,7 – 506,1	1,05	506,40
		Alle Stufen <b>2,04</b>	
Wallersee gesamt	504,8 – 505,3	4,99	505,60
	505,3 – 505,7	3,13	506,00
	505,7 – 506,1	5,00	506,40
		Alle Stufen <b>13,12</b>	

Tab. 4: Potentielle Laichareale mit Schilfbestand für Hechte im Wallersee nach Gebieten, Tiefenstufen und Aktivierungswasserstand (ICRA 2009)

Es können für 2007 rund 5,6 ha Schilf und Binsen, 4 ha Teichrosen und 14 ha untergetauchte Wasserpflanzen im Wallersee bilanziert werden, welche der Fischfauna des Sees nach der Seespiegelanhebung bei Mittelwasser mit Wassertiefen von mehr als 50 cm (505,80 m minus 50 cm) Lebensraum sowie Laich-

und Gelegeflächen bieten (JÄGER et al., 2015). Vor der Seespiegelanhebung waren es bei Rückrechnung aus Tab. 4 etwa ein Drittel weniger an fischökologisch nutzbaren Schilf- und Binsenflächen. Auch ufernahe Teichrosenbestände waren damals oft weniger als 50 cm im Wasser.

Bestandsklassen	ICRA 2001 (in ha)	ICRA 2007 (in ha)	Differenz ** (in %)
Dichter Schilfbestand	2,5	3,9	+53,8
Lockerer Schilfbestand*	3,3	0,93	-71,7
Schilf Einzelhalme	*--	0,62	*--
Dichter Binsenbestand	0,22	0,06	-72,7
Lockerer Binsenbestand	1,2	1,1	-7,2
Binsen Einzelhalme	*--	0	*--
Schwimmblattpflanzen	3,89	3,84	-1,2

\* Die Bestandsklasse "Lockerer Schilfbestand" wurde erst bei der Aufnahme 2006 weiter differenziert: Bestände, die so weit aufgelockert sind, dass sie keinen einigermaßen geschlossenen Bestand aufweisen, wurden von da an zu der Klasse "Schilf Einzelhalme" zusammengefasst. 2001 sind diese Bestände der Klasse "Lockerer Schilfbestand" zugeschlagen worden.

\*\* Die Differenzwerte beinhalten die Änderungen von 2001 auf 2007, Abnahme oder Zuwachs, in Prozent. Basis dieses Vergleichs sind die Werte der Aufnahme der emersen Makrophyten im Jahr 2001.

Tab. 5: Emerse Makrophyten am Wallersee 2001 und 2007 ab 50 cm Wassertiefe seewärts, bezogen auf Kote 506,00 (ICRA 2009)

Allerdings kann das Schilf in den wenigen Jahren der Seespiegelanhebung das noch vorhandene potentielle Areal im Flachufer des Sees noch nicht in größerem Umfang wiederbesiedeln. Die Tendenz ist weiter

steigend, da die seeseitige Schilfausbreitung sicherlich noch anhält. Derzeit wird nur ein Momentbild einer sehr dynamischen Entwicklung beobachtet.

## 3. Material und Methoden

### 3.1 Laichplatzkartierung

Potentielle sowie traditionelle Laichplätze (HEINISCH 1986, GLECHNER 1996, PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001) wurden während der Laichzeit wiederkehrend besucht. Im Besonderen wurden schwach ansteigende Uferzonen mit flach überschwemmten Bereichen beobachtet. Im Bereich des Bayerhamer Spitzes und des Fischtaginger Spitzes waren einige überschwemmte Flachwasserbereiche nur zu Fuß vom Ufer her erreichbar. Die Schilfzonen wurden mit einem Elektroboot abgesucht.

Die Fischach wurde vom Seeauslauf an mehreren Tagen bis zu den letzten strömungsberuhigteren Bereichen am Ortsbeginn von Seekirchen an einem Termin mit einem Elektroboot abgefahren.

Stellen, an denen zum Zeitpunkt der Beobachtung Laichaktivität festgestellt wurde, konnten mit dem GPS-Photoapparat vom Typ Ricoh Caplio Se B in Verbindung mit einem GPS-Empfänger mit einer Genauigkeit von 3 m verortet werden. Die im EXIF-Header der Bilddateien gespeicherten Positionsdaten wurden mit Hilfe der Software I-Photo auf Arbeitskarten dargestellt. Aufgrund der Punktverortungen und den Bildern der Laichplätze wurden auf Detailkarten im Maßstab 1:1000 mit Orthofotos im Hintergrund die Laichplätze eingezeichnet (Geographische Daten des Landes Salzburg).

### 3.2 Ermittlung der Wasserstandsänderungen an den Laichplätzen während der Beobachtungsphase

An jedem Laichplatz wurden zumindest an einem Beobachtungstermin fünf bis zehn Tiefenmessungen durchgeführt und daraus der Tiefenbereich am Laichplatz zum Zeitpunkt der Beobachtung ermittelt. Diese Vorgehensweise ermöglicht es einen Zusammenhang der Wassertiefe am Laichplatz mit dem Wasserstand des Pegels Wallersee herzustellen (Pe-

geldaten Hydrografischer Dienst). Am bestehenden Geländemodell des Wallersees mit seinen Überflutungsflächen kann weiters der Wassertiefenverlauf verfolgt werden. Aus den zur Verfügung gestellten Wasserstandsdaten in 24 Stunden-Intervallen konnte der Verlauf der Wasserstandsänderungen an den Laichplätzen dargestellt werden.

Die Vorstudien am Wallersee ergaben, dass Hechte im Wallersee ab einer Mindestwassertiefe von 0,5 m ablaichen (HEINISCH 1986, PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001). Um die bevorzugte Tiefe zum Ablaichen von 0,3 - 0,7 m (aus dieser Studie) während der Laichzeit verfolgen zu können, wurden über die nachgewiesenen Laichplätze Transekte gelegt, um die örtliche Veränderung dieser Tiefenschicht nachverfolgen zu können. Als Ergebnis erhält man den Verlauf der Tiefenganglinien, an denen die Tiefe 0,3 bis 0,7 m betrug. Anhand dieser Methode kann der Zeitpunkt des möglichen Trockenfallens von Hechteiern auf den Tag genau bestimmt werden.

### 3.3 Temperatur und Sauerstoffmessungen an den Laichplätzen

An ausgewählten Laichplätzen (siehe Abb. 4 bis 7, Hechtlaichplätze 1 bis 4) wurden dauerregistrierende Temperatursonden auf dem Laichsubstrat positioniert. So werden die im Zusammenhang mit den Wasserstandsänderungen stehenden Temperaturänderungen auf dem Laichsubstrat nachvollziehbar.

Am Bayerhamer Spitz wurde an der gleichen Stelle wie im Jahr 2000 eine Sauerstoffsonde verankert und mit Hilfe eines Styroporschwimmers auf 15 cm Wassertiefe gehalten. Die Sauerstoffsonde besitzt einen Temperaturfühler, dessen Messgenauigkeit beim Einsetzen der Sauerstoffsonde mit einem geeichten Thermometer kontrolliert wurde.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Hechtlaichzeit 2009

Im Jahr 2009 war der Wallersee aufgrund einer anhaltenden Kälteperiode im März verhältnismäßig lange mit Eis bedeckt. Noch am 15. März war die gesamte Wasseroberfläche inklusive der Überschwemmungs-

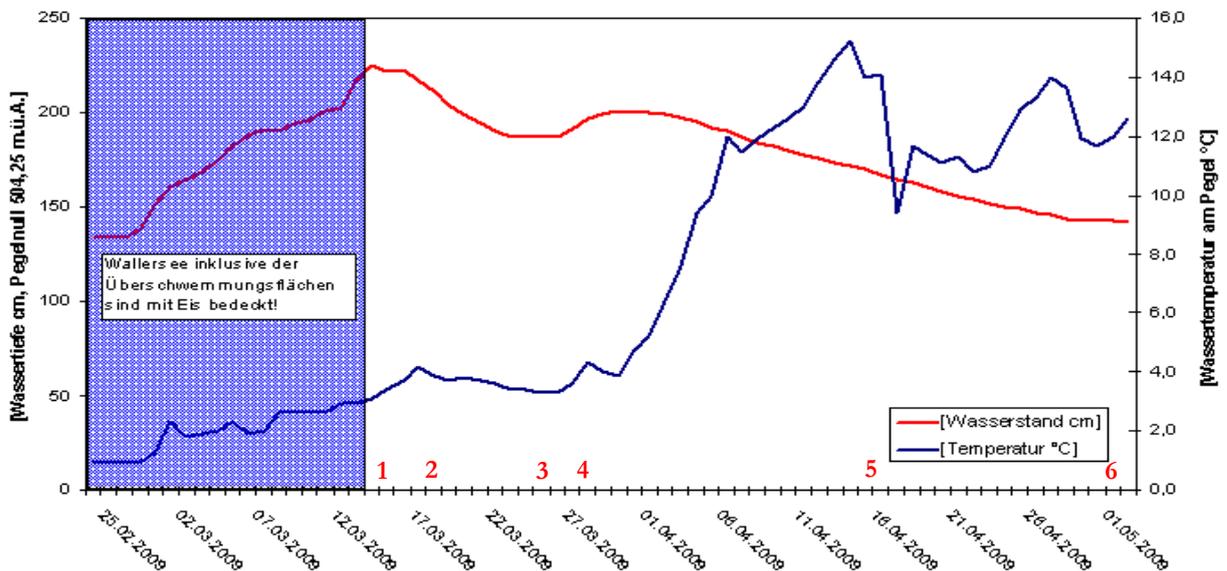
flächen gefroren. Am 18. März sind die überschwemmten Flächen durch einen Wetterumschwung eisfrei geworden. Im Bereich des Bayerhamer Spitzes wurden die ersten Laichaktivitäten beobachtet.



Abb. 5: Großer Rogner mit zwei kleinen Milchnern im damals überstauten rechten Uferbereich des Grabens 2 (Foto rechts) am Bayerhamer Spitz beim Laichspiel. Fotos: Paul Jäger 2011 (links), Martin Finster 18.3.2009 (rechts)

Während beim Wallerseepegel noch eine Oberflächentemperatur von 4,2 °C gemessen wurde, hatte sich das Wasser am Laichplatz im künstlich angelegten Graben 2 am Bayerhamer Spitz bereits auf 9,6 °C erwärmt. Am 20. März erfolgte ein Kälteeinbruch, der teilweise zu einer neuerlichen Eisbildung über den Überschwemmungsflächen führte. Am 26. März konnten nach der Eisschmelze die Hechtlaichplätze erstmals mit einem Boot erreicht werden. Zu diesem

Zeitpunkt wurde am Bayerhamerspitz, Hechtlaichplatz 1, wieder Laichaktivität festgestellt. Erst am 28. April konnte am Fischtaginger Spitz ein Hecht im lichten Schilfgürtel beobachtet werden. Am 3. April wurde nur noch am Hechtlaichplatz 3, einem Laichplatz am Bayerhamer Spitz, Laichaktivität festgestellt (KAPELLER C., mdl. Mitteilung). Laichreife Hechte wurden vom Berufsfischer bis zum 10.5.2009 gefangen und abgestreift (Abb. 6).



1. Beginn der Beobachtungen am Wallersee (15.3.2009)
2. Erste Laichaktivität am Bayerhamer Spitz auf Überschwemmungsflächen und in künstlich angelegten Gräben festgestellt (18.3.2009).
3. Sauerstoffsonde wird an einem Laichplatz am Bayerhamer Spitz gesetzt (26.3.2009)
4. Temperatursonden werden an ausgewählten Laichplätzen gesetzt (28.3.2009)
5. Sauerstoffmessung wird beendet, am Laichplatz nur noch Tümpel ohne Verbindung zum See übrig sind (16.4.2009)
6. Letzte Sauerstoffsonden werden nach Trockenfallen vom Laichsubstrat entfernt und ausgelesen (3.5.2009)

Abb. 6: Zeitlicher Ablauf wichtiger Ereignisse im Beobachtungszeitraum des Jahres 2009 (Grafik: Martin FINSTER)

## 4.2 Hechtlaiachplätze 2009

Bereits am 18. März 2009 konnte an vier Flachwasserbereichen Laichaktivität festgestellt werden. Alle Bereiche befanden sich in der Seekirchner Bucht. Ein Laichplatz befand sich in Graben 2, einem der künstlich im Zuge des Hochwasserschutzprojektes „Seepegelanhebung Wallersee“ angelegten Wassergräben durch das Schilf am Bayerhamer Spitz. In diesem Graben konnten Laichaktivitäten von einem größeren Rogner begleitet von zwei kleineren Milchnern, wie von FABRIZIUS & GUSTAFSON (1958) beschrieben, gefilmt werden (Abb. 5).

Alle Mitte bis Ende März besuchten Laichplätze lagen zwischen einem dichten Schilfgürtel und flach überschwemmten Wiesen. Bei der Erstbeobachtung wiesen alle Laichplätze eine Mittlere Tiefe zwischen 30 bis 70 cm auf. Mitte April wurden vereinzelt Hechte gesichtet, die entlang des Schilfgürtels am Bayerhamerspitz und am Fischtaginger Spitz wanderten (mdl. Mitteilung C. KAPPELLER).

Keine Laichaktivitäten konnten entlang des durchgehenden Schilfgürtels im Bereich der Einmündungen von Schönbach, Altbach und Eisbach nachgewiesen werden.

Linksufrig der Mündung des Schönbaches befand sich eine großflächig seicht überströmte Wiesenfläche. Die Mittlere Wassertiefe betrug ~20 cm. Der Bereich war nur durch einen schmalen Streifen über eine noch seichtere Zone mit einer mittleren Wassertiefe von 11 cm erreichbar. Hier konnten während der Laichzeit keine Hechte beobachtet werden (siehe Abb. 11). Kiemennetz- und Reusenfänge verteilt über die gesamte Seekirchner Bucht und an Überschwemmungsflächen bestätigten die Laichplatzbeobachtungen.

Entlang des Seeabflusses flussauf und flussab der Seeklause konnte keine Laichaktivität festgestellt werden. Nur im einem Abschnitt der Fischach, wo am Flussufer horstbildende Gräser geeignete Standplätze bildeten, konnte während der Laichzeit ein Hecht beobachtet werden.

Die Laichplätze sind in folgender Auflistung näher beschrieben.

**Hechtlaiachplatz 1** (Abb. 7) auf einer Überschwemmungsfläche in der Seekirchner Bucht vor dem Bayerhamer Spitz mit lichtem Schilf. Das Foto links wurde am 18.3.2009 das rechte Foto am 03.04.2009 aufgenommen. Am 18.03.2009 betrug die mittlere Tiefe im überschwemmten Bereich beträgt 0,5 m. Die Wassertemperatur lag bei 6,3 °C.

Am 26.3.2009 wurden an diesem weitläufigen Laichplatz eine Sauerstoffsonde sowie eine Temperatursonde installiert. Am 03.4.2009 war der Wasserstand bereits merklich zurückgegangen (siehe Abb. 7, Bild 2).

**Hechtlaiachplatz 2** (Abb. 8) in künstlich angelegtem Graben in der Seekirchner Bucht. Foto links wurde am 18.3.2009 aufgenommen. Das Foto rechts stammt vom 03.04.2009. Ein Teil des Laichplatzes ist zu dieser Zeit bereits trocken gefallen (siehe Abb. 8, Bild 2).

**Hechtlaiachplatz 3** (Abb. 9) am Bayerhamer Spitz ist eine Überschwemmungswiese. Der Laichplatz erstreckt sich vom Schilfgürtel landeinwärts bis zu einer Geländekante, die im Foto durch Gebüsch erkannt werden kann. Der Zugang zum Laichplatz wird bei sinkendem Wasserstand für Hechte immer schwieriger. Das linke Foto, aufgenommen am 18.3.2009, zeigt einen toten Milchner, der offenbar nach dem Laichakt verendete und angefressen wurde. Das rechte Foto wurde am 3.4.2009 aufgenommen. Zu diesem Zeitpunkt sichtete der Berufsfischer Hechte an diesem Laichplatz. Daraufhin wurden Kiemennetze zum Laichfischfang ausgelegt (siehe Abb. 9, Bild 2).

**Hechtlaiachplatz 4** (Abb. 10) am Fischtaginger Spitz. Das linke Foto wurde am 28.3.2009 erstellt. Das rechte Foto wurde am 16.04.2009 aufgenommen. Zu diesem Zeitpunkt war der ursprüngliche Laichplatz fast zur Gänze trocken gefallen. Eine Temperatursonde wurde am 28.3.2009 gesetzt (siehe Abb. 10, Bild 2).

**Potentieller Hechtlaiachplatz** (Abb. 11) im Bereich Wenger Moor nordöstlich von der Schönbachmündung gelegen. Trotz der ausgedehnten Überschwemmungsfläche wurden hier keiner Hechte beim Laichen beobachtet. Das Foto links wurde am 25.3.2009 aufgenommen. Das Bild rechts wurde am 6.4.2009 festgehalten. Am 6. April lag die mittlere Wassertiefe bei 18 cm. Das Substrat war eine überschwemmte gemähte Wiese (siehe Abb. 11, Bild 2). Diese Fläche wurde gegen alle Bescheidaufgaben in Vollziehung einer dort verbotenen Landschaftspflege gemäht.

**Nachgewiesener Hechtstandplatz an der Fischach:** Die Fotos (Abb. 12) wurden am 3.4.2009 aufgenommen und zeigen einen typischen Hechtstandplatz an der Fischach zwischen Schilfhorsten und submersen Makrophyten im Frühstadium der Wachstumsphase (siehe Abb. 12, Bild 2).



Abb. 7: Hechtlaiichplatz 1: Seekirchner Bucht (links) - Bayerhamer Spitz (rechts) (Foto: Martin FINSTER)



Abb. 8: Hechtlaiichplatz 2: Graben (links) - Seekirchner Bucht (rechts) (Foto: Martin FINSTER)



Abb. 9: Hechtlaiichplatz 3: Verendeter Milchner (links) - Bayerhamer Spitz (rechts) (Foto: Martin FINSTER)



Abb. 10: Hechtlaiplatz 4: Fischtaginger Spitz (Foto: Martin FINSTER)



Abb. 11: Potentieller Hechtlaiplatz Wenger Moor West, nordöstlich von der Schönbachmündung (Foto: Martin FINSTER)



Abb. 12: Nachgewiesener Hechtstandplatz an der Fischach (Foto: Martin FINSTER)

#### 4.3 Wasserstandsänderung vor und nach der Seespiegelanhebung

Die Seespiegelregulierung seit dem Jahr 1999 hat die Wasserstandsganglinie des Wallersees deutlich beeinflusst. Der mittlere Wasserstand stieg im Vergleich zu einer zehnjährigen Vergleichszeitreihe von 1990 bis 1999 in den Jahren 2000-2009 um 19 cm von 505,61 auf 505,80 m ü. A. Während in den Jahren 1982 und

1983 in den Monaten März bis April an keinem einzigen Tag 506,0 m ü. A. erreicht wurden, war dieser Wasserstand 1995 an 18 Tagen, 2000 an 41 Tage und 2009 an 39 Tagen überschritten. In diesen Monaten stieg der mittlere Wasserstand um 30 cm im März und um 20 cm in den Monaten April und Mai.

#### 4.4 Wasserstandsänderungen an den Laichplätzen 2009

An den Laichplätzen 1-3 wurden die ersten Laichaktivitäten am 18.3.2009, 3 Tage nach dem die Flachwasserbereiche eisfrei wurden, beobachtet. Am 26.3.2009 waren an diesen Stellen keine Laichaktivitäten mehr zu beobachten. Es wird daher angenommen, dass ab dem 15. März Hechte ablaichten. An diesem Tag erreichte der Wasserstand am Pegel Wallersee 506,42 m ü. A.

**Hechtlai chplatz 1** am Bayerhamer Spitz befand sich an diesem Datum zwischen Tiefenlinie 506,40 und 506,80 und war zwischen 0,3 m und 0,7 m tief. Bereits am 27.3.2009 fiel die höhere Kote kurzfristig trocken, der Wasserstand stieg dann noch einmal und am 8.4.2009 fiel der äußerste Bereich des Laichplatzes endgültig trocken. Am 27.4.2009 fiel dann der tiefste Bereich des Laichplatzes trocken. Die bevorzugte Laichtiefe der Hechte von 0,5 m lag bei der Kote 506,60. Diese fiel am 17.4.2009 trocken (siehe Anhang 1, a).

**Hechtlai chplatz 2** in der Seekirchner Bucht liegt am künstlich errichteten Graben 2, der mit dem See verbunden ist. Das Geländemodell wurde nicht so detailliert erstellt, dass die künstlich errichteten Gräben realistisch repräsentiert werden.

Am 18. 3.2009 wies der beobachtete Hechtlai chplatz eine Mindesttiefe von 0,4 m auf. Die Tiefe des Grabens betrug über 1 m. Die Hechte suchten jedoch ufernahe mit Pflanzen bewachsene Uferbereiche auf, deren Tiefe von 0,4 bis 0,8 m reichte. Am Beobachtungstag war der Graben bis zur Oberkante gefüllt und die Ufer waren leicht überflutet. Die bevorzugte Laichtiefe von 0,5 m Wassertiefe fiel am 17.4.2009 trocken, während der seichteste Bereich bereits am 12.4.2009 trocken fiel (siehe Anhang 1, b).

**Hechtlai chplatz 3** am Bayerhamer Spitz wies ebenfalls so wie Hechtlai chplatz 1 eine Mindesttiefe von 0,3 m auf. Die Tiefen auf der überschwemmten Wiese bis hin zum seeseitigen Schilfgürtel reichten bis zu 60 cm Wassertiefe. Aufgrund einer Geländekante, die den Hechtlai chplatz landeinwärts begrenzt, reicht die Genauigkeit des Geländemodells nicht aus, um die Wassertiefenverläufe an diesem Laichplatz zu verfolgen. Aufgrund der Tiefenmessungen konnte festgestellt werden, dass der Wasserstand am 27.3. bereits um 30 cm gefallen war, dann wieder stieg und die seichtesten Bereiche am 8.4.2009 trocken fielen. Entlang der Schilfgrenze landeinwärts lag die ursprüngliche Wassertiefe bei 60 cm am 18.3.2009. Am 3.4.2009 betrug die Wassertiefe entlang des Schilfgürtels noch zwischen 15 und 20 cm. Am Vortag wurde

ein Hecht gesichtet, der an der Schilfgrenze entlang zog. Am 16.4.2009 war auch dieser Bereich trocken und die Temperatursonde wurde entfernt. Nach den Ganglinien des Seepegels wäre der Laichplatz erst am 21.4.2009 trocken gefallen (siehe Anhang 1, c).

**Hechtlai chplatz 4** liegt am Fischtager Spitz. Am 28.3. hatte der Laichplatz eine Wassertiefe von 50 cm. Am 16.4.2009 war der größte Teil des Laichplatzes bereits trocken. An den ursprünglich tiefsten Stellen wenige Zentimeter landeinwärts der Schilfkante waren noch Tümpel mit bis zu 13 cm Tiefe zu finden. Diese waren aber nicht mehr mit dem See verbunden. Die Temperatursonde wurde an diesem Termin entfernt (siehe Anhang 1, d).

#### 4.5 Temperatur und Sauerstoffmessungen

##### Temperaturmessungen

An den Laichplätzen wurden mit dauerregistrierenden Temperatursonden die Temperaturen am Laichsubstrat aufgezeichnet, um die Erbrütungszeit der Eier nicht über Annahmen zu ermitteln, sondern um sie anhand der direkt am Laichplatz erhobenen Temperaturdaten errechnen zu können.

Im Laufe der Beobachtungszeit kam es an den Laichplätzen zu starken Tagesschwankungen bis zu einem Maximum von 6,4 °C in der Stunde, welche die Tagesmittelbildung stark beeinflussten. Die Schwankungsbreiten waren allerdings von Laichplatz zu Laichplatz verschieden ausgeprägt. Die extremsten Änderungen traten nur bei Wasserständen unter 10 cm Wassertiefe auf. Je höher die Wasserschicht über dem Laichplatz war, desto geringer waren die Änderungen der Wassertemperatur (Abb. 12, Abb. 14). Für die Dauer von einigen Stunden wurde an Laichplätzen 1 und 3 die 20 °C Marke überschritten, ab der nach LINDROTH (1946) Schädigungen an den Hechteiern auftreten können.

Am Hechtlai chplatz 2 in der Seekirchner Bucht waren die Schwankungen der Wassertemperatur am geringsten. Im Tagesmittel erreichte der Laichplatz am künstlich errichteten Graben währen der Aufzeichnungsphase die niedrigste Ganglinie.

Laichplatz 3 am Bayerhamer Spitz zeigte die Ganglinie die höchsten Temperaturen (siehe Abb. 13, 14, 15). Frühe Temperaturmessungen am 18.3.2009 zeigten, dass schon kurz nach dem Eisfreierwerden die Laichhabitate Wassertemperaturen zwischen 9 °C und 12 °C aufwiesen. Nach einem Kälteeinbruch am 20.3.2009, der sich bis Anfang April hinzog, sanken die Tagesmittel allerdings wieder. Am 18.3.2009 wurde zum ersten Mal die 4 °C Grenze überschritten, ab der Hechte laichen.

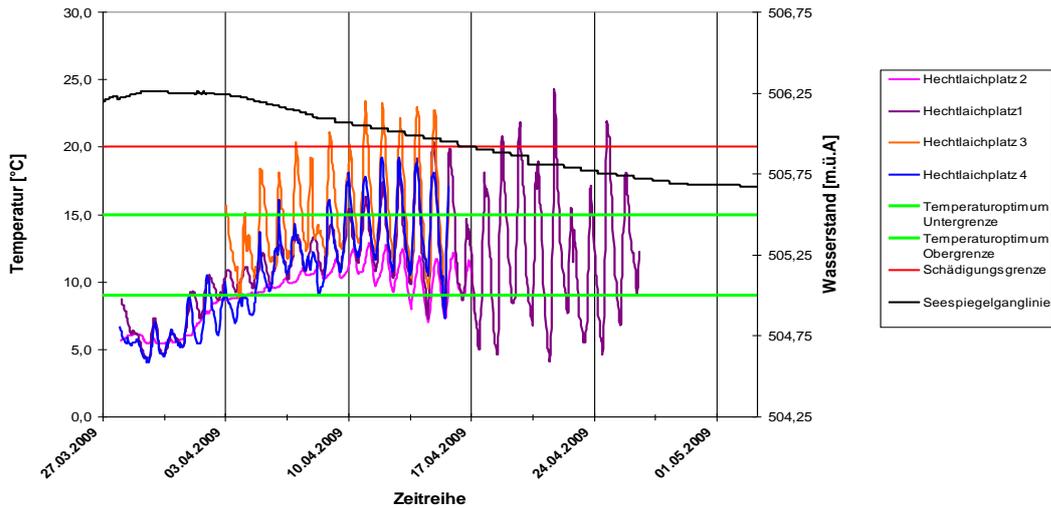


Abb. 13: Temperaturganglinien an den Laichplätzen in einstündigen Intervallen aufgezeichnet (Grafik: Martin FINSTER)

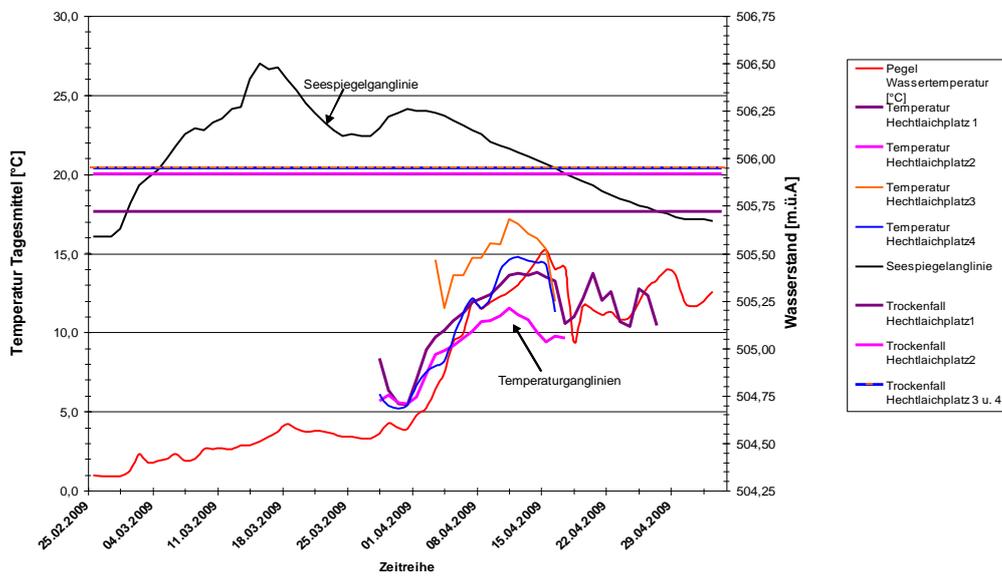


Abb. 14: Tagesmittel der Temperaturganglinie an den Laichplätzen und am Wallerseepegel (Grafik: Martin FINSTER)

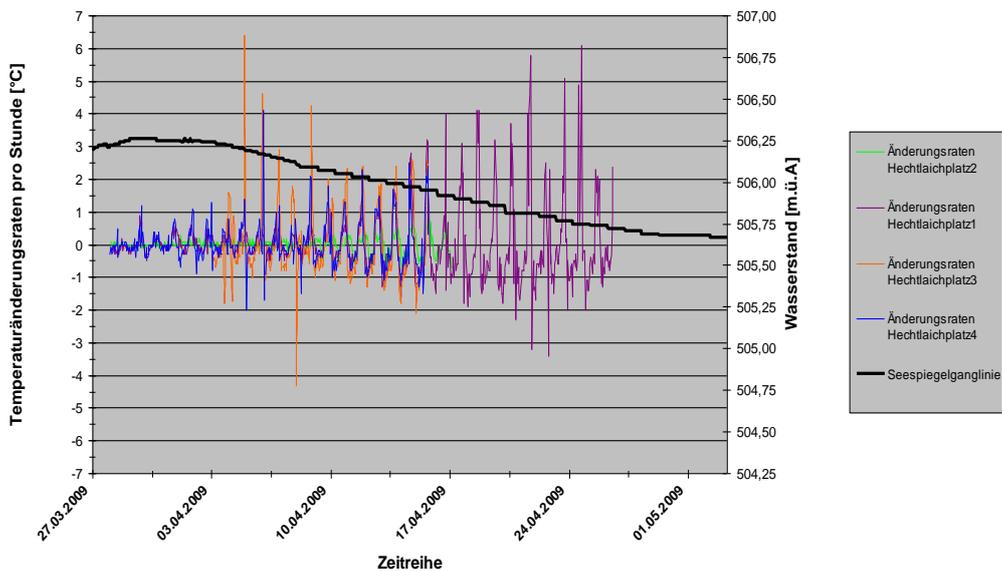


Abb. 15: Stündliche Temperaturänderungen an den Hechtlaichplätzen 2009. Grafik: Martin FINSTER

## Sauerstoffmessungen

Am 26.4.2009, nachdem die Hechtlaiachplätze vom Seeweg mit einem Boot zugänglich waren, wurde wie schon im Jahr 2000 eine Sauerstoffsonde am Hechtlaiachplatz 1 positioniert. Durch heftigen Wind wurde der Schwimmkörper der Sonde umgedreht und für einige Tage konnten keine Aufzeichnungen gemacht werden.

Als Sondenstandort wurde ein zwischen Schilfhorsten eingebetteter Überschwemmungsbereich gewählt, der zu Beginn der Aufzeichnungen oberflächlich noch gut vom seeseitigen Wellengang durchspült wurde. In Abbildung 16 ist zu erkennen, dass die Sauerstoffkonzentration zwischen Tag und Nacht mit

sinkendem Wasserspiegel immer stärker zunehmen. Mit sinkendem Wasserstand waren die verbleibenden Zonen nicht mehr oberflächlich durchströmt, sondern nur mehr durch schmale Durchlässe zwischen Horst bildenden Gräsern und Schilfpflanzen verbunden. Der Wasseraustausch war verringert. Die deutlich zu sehenden Algen sorgten für die Übersättigung während des Tages und die organischen Stoffe für eine verstärkte Sauerstoffzehrung während der Nacht. Die Sauerstoffkonzentration war unter Tags mit bis zu 15 mg O<sub>2</sub>/l sehr hoch. Während der Nacht sanken die Konzentrationen auf 0,2 mg/l (Abb. 16).

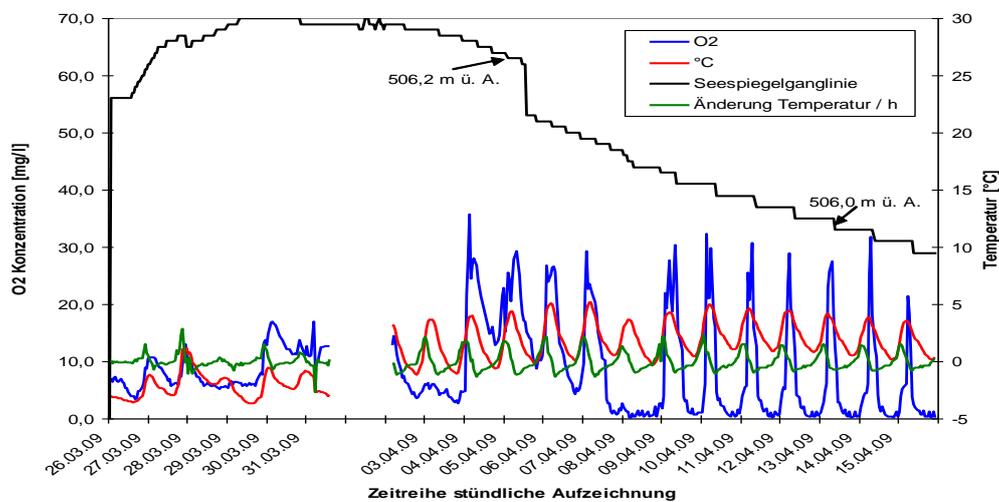


Abb. 16: Sauerstoffaufzeichnungen am Hechtlaiachplatz 1 vom 26.3.2009 bis 16.4.2009. Vom 31.3.2009 bis 2.4.2009 war die Sauerstoffsonde defekt. Grafik: Martin FINSTER

## 4.6 Erbrütungszeiten im Frühjahr 2009

Aus den Temperaturverläufen an den Laichplätzen wurde über Umrechnung zu Tagesgraden die Erbrütungsdauer an den einzelnen Laichplätzen errechnet. Als Ausgangsdatum gilt der 18.3.2009, da an diesem Termin zu ersten Mal Hechte beim Laichen beobachtet wurden. Für die Zeit vom 18.3.2009 bis 28.3.2009 wird aufgrund fehlender Detailmessungen für die Laichplätze eine Durchschnittstemperatur von 9 °C angenommen, da bereits am 18.3. Einzelmessungen ergaben, dass die Wassertemperatur an den Laichplätzen über diesen Wert gestiegen war. Ab dem 28.3.2009 stehen Mittelwerte zur Verfügung. Für den Hechtlaiachplatz 3, an dem eine Temperatursonde erst am 3.4.2009 installiert werden konnte, wird für den Zeitraum vom 28.3.2009 bis zum 3.4.2009 der Mit-

telwert von Hechtlaiachplatz 4 verwendet, der ähnliche Tiefenverhältnisse aufwies.

In Aufzuchtversuchen mit Eiern von Wallerseehechten ergaben sich bei einer durchschnittlichen Temperatur von 8,8 °C 176-183 Tagesgrade. Der Minimalwert von 176 Tagen wurde an den Laichplätzen frühestens nach 17 Tagen erreicht. An anderen Laichplätzen betrug die Erbrütungsdauer 20 bis 21 Tage (Abb. 17). Die Erbrütungszeiten gemeinsam mit der Anheftungsphase der Hechtlarven ergeben, dass die frühen Entwicklungsstadien der Hechte an einem Laichplatz mindestens 24 Tage und an allen anderen 26 bis 27 ausreichend überflutete natürliche Aufzuchtshabitate benötigen. Dies war im Jahr 2009 an allen 4 Laichplätzen der Fall.

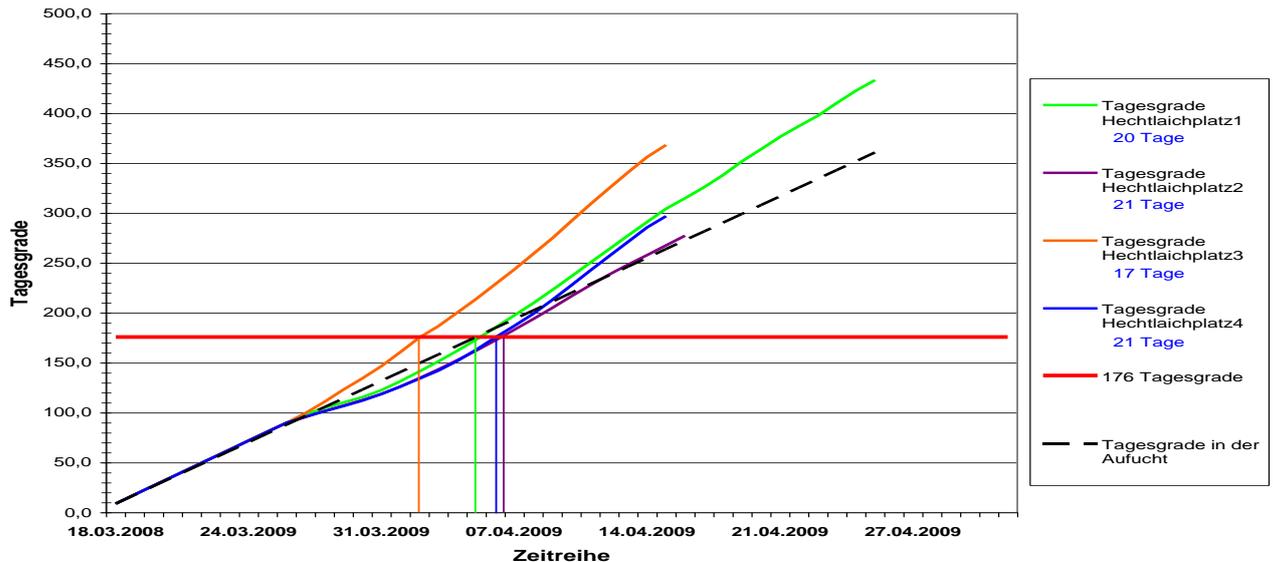


Abb. 17: Berechnete Schlüpfzeiten der Hechtlarven auf Grund von Temperaturmessungen an den Laichplätzen (Grafik: Martin FINSTER)

## 5. Vergleichende Diskussion der Hechtlaichplatzuntersuchungen vor und nach der Seespiegelanhebung

### 5.1 Hechtlaichplätze und Hechtlaichzeit am Wallersee

In den früheren Untersuchungen wurden Hechte während der Laichzeit in der Seekirchner Bucht, am Bayerhamer Spitz und am Fischtaginger Spitz beobachtet. Diese Beobachtungen konnten in der Untersuchung von 2009 bestätigt werden.

Am Beginn des Seeabflusses wurde in diesem Jahr keine Laichaktivität beobachtet, jedoch war die Fischach zum Zeitpunkt der stärksten Laichaktivität Mitte März nicht zugänglich. Daher wurden die Hechte möglicherweise nicht entdeckt. In der Fischach konnte zumindest ein potentieller Laichplatz definiert werden, in der am 3.4.2009 ein Hecht gesichtet wurde (siehe Abb. 12).

Nordöstlich der Schönbachmündung, an einem von HEINISCH (1986) beschriebenen potentiellen Laichplatz konnten 2009 mangels geeigneten Strukturangebots keine laichenden oder umherziehenden Hechte beobachtet werden. Gleiches gilt für die Mündungsbereiche des Schönbaches, des Wallerbaches und des Eisbaches, sowie der dazwischen liegenden weit ausgedehnten Schilfzone. Hier fehlten mit den in der Seekirchner Bucht vorgefundenen Laichplätzen vergleichbare Habitate. Es ist daher anzunehmen, dass an diesen Stellen die Hechte in größerer Tiefe und wahrscheinlich aufgrund verzögerter Temperaturentwicklung zu einem späteren Zeitpunkt laichen (FARRELL et al., 2006). Dies ist auch für die Seekirchner Bucht denkbar, da der Berufsfischer nochmals am 10.5.2009, also mehr als ein Monat nachdem der

letzte Hecht an den Überschwemmungsflächen beobachtet wurde, einen laichreifen Hecht fing. Dies geht einher mit früheren Beobachtungen von GLECHNER (1996), ein Jahr in dem der Berufsfischer von Mitte März bis Mitte April laichreife Hechte fing. Jedoch war die im Jahr 2009 nachgewiesene Laichperiode mit über zwei Monaten am längsten.

In der Literatur finden sich unterschiedlichste Angaben zur Dauer der Hechtlaichzeit von 4 bis 90 Tagen (GLECHNER 1996). Am Neusiedlersee laichten Hechte in den Jahren 1951 und 1952 mit durch Temperaturrückgang verursachten Unterbrechungen von Mitte Februar bis Mitte März ab. Im Februar allerdings nur 1951, in einem sehr mild verlaufenden Winter. Die Laichaktivitäten dauerten jedoch immer nur wenige Tage (NAWRATIL 1952). In vielen Studien waren für die Dauer der Laichzeit auch Witterungsverhältnisse verantwortlich. Kälteeinbrüche können die Laichzeit verlängern (SHIKSHABEKOV 1978).

Der Beginn der Hechtlaichzeit am Wallersee war in allen 5 Beobachtungsjahren mit einem Anstieg der Wassertemperatur und einem Wasserhöchststand im zeitigen Frühjahr verbunden wie in der Literatur beschrieben (HEALY 1956, PRIEGEL & KROHN 1975, JUNE 1977).

Der Eisbruch und die Schneeschmelze im Einzugsgebiet des Wallersees beginnen von Natur aus in der

ersten Märzhälfte. Die vielen Moorflächen im großen Einzugsgebiet des Sees haben den Schmelzwasserabfluss und damit erhöhte Seewasserstände auf etwa sechs Wochen verzögert (PRODINGER 1986). Damit waren über Jahrtausende ideale Bedingungen für eine optimale Reproduktion der Hechte im Wallersee gegeben.

Erst die Seespiegelabsenkungen und Entwässerungen der Moore im Einzugsgebiet des Sees haben ab 1886 und dann zusätzlich 1959 und 1971 die Reproduktionsbedingungen für die angestammte Hechtpopulation im See drastisch verschlechtert. Die Wiederanhebung des Seespiegels 1999 und der kategorische Schutz der für die ökologische Funktionsfähigkeit des Sees maßgeblichen Uferbereiche hatten das erklärte Ziel, das Ökosystem Wallersee soweit wiedererstarren zu lassen, dass das ursprüngliche Genpotential der Region erhalten werden kann.

In der Untersuchung 2009 hat sich gezeigt, dass nur die frühesten Laichaktivitäten zum rechtzeitigen Schlüpfen der Hechtlarven am Wallersee führten. Das erklärt die relativ kurzen Hechtlaichzeitbeobachtungen an den Überschwemmungsflächen am Wallersee. Die autochthonen Hechte sind an die frühe natürliche Dynamik des Wasserspiegels des Wallersees angepasst, aber die Abflussverzögerung der Frühjahrsschmelzwässer konnte trotz Seespiegelanhebung 1999 und der speziellen Klauswehrgestaltung vorerst nur eine geringe Verlängerung der Zeiten hoher Laichwasserstände bringen. Trotzdem reicht die Überflutungsdauer der Laichflächen seit der Wiederherstellung neuen Seeregulatives mit höheren Wasserständen und mit längeren Überflutungszeiten im Frühjahr erstmals wieder für eine erfolgreiche Fortpflanzung der heimischen Hechte aus.

Die Fänge von laichreifen Hechten zwischen Mitte April bis Mitte Mai sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass in den Wallersee auch Besatzhechte aus anderen Seen eingesetzt wurden, deren „innere Uhr“ mit Gonadenreife und Beginn der Laichaktivitäten von einem anderen Gewässerregime geprägt ist (GLECHNER 1996). EINSELE (1952) führt das Ablai-chen von Hechtstämmen unterschiedlicher Seen bei verschiedenen Temperaturen auf innere Faktoren zurück. So ist zu erklären, dass etwa Atterseehechte im Wallersee später ablaichen.

Nachdem sich die Standortbedingungen zum Ablai-chen für die autochthone Hechtpopulation des Wallersees mit der Anhebung des Seespiegels wieder deutlich verbessert haben, ist zu erwarten, dass die Urhechte des Wallersees mit ihrer an die Verhältnisse des Wallersees in Jahrtausenden angepassten Laichreife ihren Standortvorteil gegenüber dem Fremdbesatz nutzen können.

Es ist bekannt, dass sich Laichzeiten von eingesetzten Fischen nach einer ausreichenden Anpassungsphase an die Temperaturverhältnisse im neuen Heimatgewässer anpassen (JÄGER et al., 2010) können. Das nützt aber nur, wenn die notwendigen Bedingungen für die Entwicklung der Eier und Larven in der neuen Umwelt auch während der Anpassungsphase einen Reproduktionserfolg zulassen.

## 5.2 Einfluss der Seespiegelanhebung auf die Abiotik der Hechtlaichplätze

Die Beobachtungen der Laichplätze und die abiotischen Aufzeichnungen im Jahr 2009 unterstützen die Hypothese, dass die „Seespiegelanhebung“ des Wallersees die Chancen einer erfolgreichen Fortpflanzung der autochthonen Wallerseehechte entscheidend verbesserte.

Durch die vorhandenen Hydrologiedaten und die Erfassung der Erbrütungszeiten an den einzelnen nachgewiesenen Laichplätzen wurde bewiesen, dass die Urhechte, die im Wallersee im Vergleich zu den eingesetzten Stämmen am frühesten ablaichen. Sie können dadurch die überschwemmten Flachwasserbereiche lange genug für ihre Brut nutzen. Aufgrund der Temperatureaufzeichnungen müssen die Laichplätze in ihrer Eignung jedoch unterschiedlich bewertet werden. Die täglichen Temperaturschwankungen waren in den Flachwasserzonen deutlich ausgeprägt. Am Hechtlaichplatz 3 überschreiten die Temperaturspitzen die für Fischlarven und Eier schädliche Temperaturgrenze von 20 °C (LINDROTH 1946).

Wenn der Dottersack völlig umwachsen ist, können zwar Temperaturen bis 25 °C von den Embryonen ertragen werden (LILLELUND 1967), jedoch wirken sich starke Temperaturschwankungen ungünstig auf den Laich aus (FRANKLIN & SMITH 1963). Starke Schwankungen bis zu 6,4 °C pro Stunde konnten in steigender und fallender Richtung beobachtet werden. Am Laichplatz 3 wurden diese hohen Schwankungswerte bereits sehr früh nach Beginn der Aufzeichnungen erreicht (siehe Abb. 13). Der Grund dafür liegt in der sehr großen Fläche des Laichplatzes, der durch die Schilfmahd fehlenden Struktur und Beschattung sowie dem bei sinkendem Wasserstand sehr geringen Wasseraustausch mit dem See.

Um in der künstlichen Aufzucht von Fischlarven Schädigungen und hohe Mortalität zu vermeiden, werden bei der Akklimatisation von Fischlarven auf gewünschte Aufzuchttemperaturen maximale Temperaturänderungen von 1 °C pro Tag vermieden (FINS-TER 2005). Versuche zeigten, dass kurzfristige Temperaturschocks von bis zu 16 °C (16 °C auf 0 °C), die für drei bis vier Stunden andauern, keine fatalen Schäden an frisch geschlüpften Larven anrichten. Auch werden für ca. zwei Minuten Temperaturanstiege auf bis zu 34 °C ertragen (TSCHÖRTNER 1956). Hingegen wiesen FARRELL & TONER (2003) in Laborversuchen nach, dass mit zunehmender Abweichung von der Optimaltemperatur die tägliche Mortalität zunimmt.

Die Sauerstoffmessungen mit der Sonde bestätigten die Ergebnisse von 2001. Schon 2001 zeigten die Messungen, dass mit sinkendem Wasserspiegel die

Sauerstoffschwankungen zwischen Tag und Nacht extrem ausgeprägt waren. Gerade durch den generell negativen Zusammenhang zwischen Körpergewicht und Sauerstoffverbrauch ist anzunehmen, dass die angehefteten Eier und Larven mit Andauer der Erbrütungszeit immer stärkerem Stress ausgesetzt sind (POST & LEE 1996, FINSTER 2005). Eine Versorgung der Laichhabitate mit frischem Wasser bzw. weitgehend konstant hohen Wasserständen und ausreichender Beschattung wären die wichtigsten Voraussetzungen für einen optimalen Bruterfolg. Am Laichplatz 1 ist dies in Teilen des Laichplatzes gegeben. Dort wurde auch die stärkste Laichaktivität festgestellt.

Ein weiterer Unterschied zwischen den Laichplätzen am Wallersee besteht in der Vegetation und damit dem Laichsubstrat. Während sich die anderen Laichplätze in den Übergangszonen von seeseitig dichtem Schilf zu Horstgraswiesen befinden, bestand am Laichplatz Wenger Moor und am Laichplatz 3 das Laichsubstrat aus einer gemähten Wiese ohne Schilf oder Horstgrasbewuchs. Dadurch fehlt das notwendige Maß an Beschattung und Struktur. Es gab daher auch keine Laichaktivitäten. Konsequenterweise ist auch hier die Sukzession natürlicher Vegetation, die landseitige Ausbreitung des Schilfes, die aufgrund der Wasserspiegelerhöhung möglich und amtlich vorgeschrieben ist, sofort umzusetzen.

Eine natürliche Sukzession der Vegetationsentwicklung wird jedenfalls ab 2009 an allen Laichplätzen ermöglicht, wodurch auch strukturelle Verbesserungen zu erwarten sind. Besondere Bedeutung hat sicherlich die Vergrößerung der potentiellen Laichflächen am Wallersee mit der Seespiegelanhebung von 8 auf 13 ha. Das verstärkte Aufkommen der Hechtbrut in den Jungfischfängen nach der Seespiegelanhebung bestärkt diese Annahme (WANZENBÖCK & JÄGER 2015).

### **5.3 Nachweis der Akzeptanz von künstlich errichteten Gräben am Bayerhamer Spitz als Laichhabitate**

In der aktuellen Untersuchung konnte im Gegensatz zur Untersuchung im Jahr 2000 der Beweis erbracht werden, dass die künstlich errichteten Wassergräben am Bayerhamer Spitz, um Fischen den Zugang zu den Überschwemmungsflächen zu ermöglichen, von Hechten angenommen werden.

So wurde bereits am 18.3.2009 ein Rogner mit zwei Milchneben am Laichplatz 2 im Graben beim Laichakt beobachtet werden (s. Abb. 5). Am Laichplatz 1 befand sich die höchste Dichte an Hechten auch in der Nähe eines Grabens, was darauf hinweist, dass die Hechte bevorzugt die Gräben nützen, um auf die Überschwemmungsflächen mit einer lockeren Vertei-

lung von Überständern, Horst bildenden Gräsern und Binsen hinter den dichten Altschilfbeständen zu gelangen.

### **5.4 Die Entwicklung der Hechtpopulation am Wallersee**

Der Wallersee erreichte in den 1980iger Jahren seine höchsten Nährstoffwerte und musste daher als eutroph eingestuft werden. Diese Verhältnisse spiegelten sich auch im Fischbestand wider. Viele Fische, die sich in den Flachwasserzonen des Sees wohl fühlten, waren auch in den Ausfängen der Berufs- und Sportfischer überrepräsentiert. Allgemein konnten zu dieser Zeit die höchsten Ausfänge erzielt werden (FINSTER 1999).

Die Hechtausfänge sind seit den 1980iger Jahren rückläufig. Diese Entwicklung ist durch die Abnahme der Futterfische sowie durch die Veränderung der ökologischen Situation der Seeufer als Folge des abgesenkten Wasserspiegels zu erklären. Die Seespiegelabsenkung führte zu großflächigen Habitatverlusten bei Schilf und Wasserpflanzenbeständen der Uferbereiche. Durch den Verlust vieler Laichhabitate und die nicht mehr vorhandene ausreichende Frühjahrsüberflutung der Seeufer konnte sich der autochthone Wallerseehecht seither vermutlich nur mehr eingeschränkt im See vermehren. Eine Maßnahme bestand in der künstlichen Erbrütung von Wallerseehechten durch die Berufsfischerei. Dazu kam Fremdbesatz mit Hechten aus anderen Seen.

Die aktuelle Studie zeigt, dass durch die „Seespiegelanhebung“ ab dem Jahr 2000 die für Krautlaicher so wichtigen Überschwemmungsflächen und notwendige Überschwemmungsdauer zurückgewonnen wurden.

JOHNSON (1957) fand einen Zusammenhang zwischen hohen Wasserständen im Frühjahr und der Jahrgangsstärke. Neuere Studien weisen jedoch darauf hin, dass kein klarer Zusammenhang zwischen dem Fortpflanzungserfolg und der Jahrgangsstärke besteht. Neben inneren Populationsfaktoren haben Umwelteinflüsse wie Reoligotrophierung des Gewässers, Veränderungen des Schilfbestandes in der Übergangszone vom See zu den Uferbereichen, aber z. B. auch Prädation durch Kormorane Einfluss auf Populationscharakteristika (SMITH et al., 2007).

Im Zuge der Reoligotrophierung des Wallersees hat sich auch die Sichttiefe erhöht, was eine Ausbreitung der Makrophytenbestände in größere Tiefen des Sees ermöglicht. Hechte laichen am Ende der Laichzeit der optimalen Laichtemperatur folgend auch zwischen 3 m (GILLET & DUBOIS 1995) und 6 m Wassertiefe (FARRELL et al., 2006) ab. Die jungen Hechte können in diesen Tiefen Schutz in aufkommenden Makrophyten finden. Im April gibt es aber im Waller-

see praktisch noch keinen Aufwuchs von Wasserpflanzen, die in diesen Tiefen als Laichsubstrat und Deckung dienen könnten. Da die Schilfflächen als Folge der Spiegelerhebung im Frühjahr wieder höher und damit wesentlich weiter landeinwärts überstaut sind, wurde eine Vergrößerung der potentiellen Laichflächen für Hechte von 8 auf 13 ha erreicht. Die Hechtlaiachplätze werden durch Unterlassen der Schilfmahd von Jahr zu Jahr mehr Altschilf und damit Beschattung aufweisen. Wenn die natürliche Verbindung der überstauten Laichareale mit dem See erhalten bleibt, kann sich der Reproduktionserfolg allmählich steigern.

Die Ausgangszahlen der Hechte haben sich in den letzten Jahren stabilisiert. Eine positive Populationsentwicklung wird daher basierend auf den Ergebnissen 2009 erwartet. Sie ist durch die Zunahme der Junghechte seit der Seespiegelerhebung 1999 bereits bestätigt (WANZENBÖCK & JÄGER 2015).

Der Laichfischfang auf Hechte ist im Wallersee aufgrund der wieder geschaffenen natürlichen Fortpflanzungsmöglichkeiten nur noch eingeschränkt notwendig, um die Ausfänge der Berufs- und Sportfischer durch seeeigene Hechte ersetzen zu können.

## 6. Literatur

- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1994): Wasserverband Wallersee; Seespiegelregulierung durch Anhebung des Mittel- und Niederwasserspiegels sowie Hochwasserschutzmaßnahmen; Wasserrechtliche Bewilligung. Zahl: 1/01-33.074/47 – 1994
- BRYAN J. E. (1967): Northern pike production in Phalen Pond, Minnesota. - The Minnesota Academy of Science, 34: 101-109
- CLARK C. F. (1950): Observations on the spawning habitats of the northern pike, *Esox lucius*, in Northwestern Ohio. - Copeia, 4: 285-288
- CRAIG J. (2008): A short review of pike ecology. - Hydrobiologia, 601: 5–16
- EINSELE W. (1952): Zur Frage der Abhängigkeit des Laichreifeeintritts und der Laichablage bei Fischen von Wassertemperatur und Witterung. - Österr. Fischerei, 5: 8-10
- FABRIZIUS E., GUSTAFSON K.-J. (1958): Some new observations on the spawning behavior of the pike, *Esox lucius* L. - Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottingholm, 39: 23-54
- FARRELL J., MEAD J., MURRY B. (2006): Protracted spawning of St Lawrence River northern pike (*Esox lucius*): simulated effects on survival, growth, and production. - Ecol. Freshwat. Fish., 15: 169–179
- FARRELL J.M., TONER J. A. (2003): Fish recruitment: evaluation of hydrologic management effects on northern pike and muskellunge performance in Lake Ontario and the upper St. Lawrence River. - Lake Ontario-St Lawrence River Water Level Study Year 2 Report. Buffalo, New York: International Joint Commission: 1-15
- FINSTER M. (1999): Die Fische des Wallersees als Anzeiger für Veränderungen in ihrem Lebensraum: Die Eutrophierungsgeschichte des Wallersees – Fachbereichsarbeit zur Matura, in Zusammenarbeit mit dem Referat für Gewässerschutz des Landes Salzburg (Dr. Schaber) und dem Institut für Limnologie in Mondsee (Dr. Gassner)
- FINSTER M. (2005): Validation of bioenergetics model parameters for respiration of larval and juvenile perch, *Perca fluviatilis* L. – Diplomarbeit, Universität Salzburg
- FRANKLIN D. R., SMITH L. L. jr. (1963): Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. - Trans. Am. Fish. Soc., 92: 91-110
- GILLET C., DUBOIS J.P. (1995): A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. - Hydrobiologia, 300/301: 409-415
- GLECHNER R. (1996): Untersuchung des Laichverhaltens verschiedener Fischarten im Wallersee unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche des Hechtes. - Unveröff. Gutachten, Amt der Salzburger Landesregierung, 1-92
- HEALY A. (1956): Pike *Esox lucius* L. in three Irish lakes. - Scient. Proc. Royal Dublin Soc., 27: 51 – 63
- HEINISCH W. (1986): Fischereibiologische Untersuchung über Laichplätze und Laichverhalten einiger Wallerseeische. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 409-413
- JÄGER P. (1986): Folgerungen für die wasserwirtschaftliche Planung. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 503-504
- JÄGER P., LAHNSTEINER F., ZICK D. (2010): Woher stammen die Saiblingspopulationen der Salzburger Hochgebirgsseen? Phänotypische und genotypische Untersuchungen autochthoner Saiblingspopulationen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 7: 241-269
- JÄGER P., DUMFARTH E., HEBERLING O. (2011): Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 321-382
- JÄGER P. (2015): Ökoton Seeufer. Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 383-415
- JOHNSON F.H. (1957): Northern pike year class strength and spring water levels. - Trans. Amer. Fish. Soc., 86: 285-293
- JUNE F. C. (1977): Reproductive patterns in seventeen species of warmwater fishes in a Missouri River reservoir. - Env. Biol. Fish., 2: 285–296
- KENNEDY M. (1969): Irish pike investigations. I. Spawning and early life history. - Irish Fish. Invest. 5, Series A: 4-33
- KOED A., BALLEBY K., MEJLHEDE P., AARESTRUP K. (2006): Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. - Ecol. Freshwat. Fish., 15: 191–199
- KRISAI R., FRIESE G. (1986): Aufbau und Genese des Wenger Moores am Wallersee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 335-341
- LILLELUND K. (1967): Versuche zur Erbrütung der Eier vom Hecht, *Esox lucius* L., in Abhängigkeit von Temperatur und Licht. - Arch. Fischereiwiss., 17: 95-113

- LINDROTH A. (1946): Zur Biologie der Befruchtung und Entwicklung beim Hecht. - Mitt. Anst. Binnenfisch. Drottningholm, 24: 1-173
- MUUS B. J., DAHLSTRÖM B. (1990): Süßwasserfische Europas. – BLV Verlagsgesellschaft, München, Wien, Zürich, 1-224
- NAWRATIL, O. (1952): Zur Biologie des Hechtes im Neusiedlersee und im Attersee. – Österr. Zool. Z., 4: 489-530
- PETZ-GLECHNER R., JÄGER P. (2001): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 201-210
- POST J. R., LEE J. A. (1996): Metabolic ontogeny of teleost fishes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 910 – 923
- PRIEGEL G.R., D.C. KROHN (1975): Characteristics of a northern pike spawning population. - Wisconsin Dept. Nat. Res. Tech. Bull., 86:1-18
- PRODINGER F. (1986): Hydrographie des Wallersees. Betrachtungen 1980-1983. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 71-122
- SHIKSABEKOV M. M. (1978): The sexual cycles of the catfish, *Silurus glanis*, the pike, *Esox lucius*, the perch, *Percu fluviatilis*, and the pike-perch, *Lucioperca lucioperca* L. - J. Ichthyol., 18: 457-468
- SMITH B. M., FARRELL J. M., UNDERWOOD H. B., SMITH S. J. (2007): Year-class formation of Upper St Lawrence River northern pike. – N. Amer. J. Fish. Management, 27: 481–491
- TREASURER J.W. (1990): The annual reproductive cycle of pike, *Esox lucius* L., in two Scottish lakes. - J. Fish Biol., 36: 29-46
- TSCHÖRTNER U. (1956): Untersuchungen über den Einfluss einiger Milieufaktoren auf die Entwicklung des Hechtes (*Esox lucius* L.). - Arch. Hydrobiol., Suppl., 24: 123 – 152
- WANZENBÖCK J., JÄGER P. (2015): Veränderungen des Brutfischaufkommens im Wallersee durch Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung. Untersuchungsperiode 1997-2010. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 235-258
- WIESNER A. (1995): Analyse und Klassifikation von Struktur und Zustand der Schilfbestände am Wallersee. – Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur Wien, 1-170

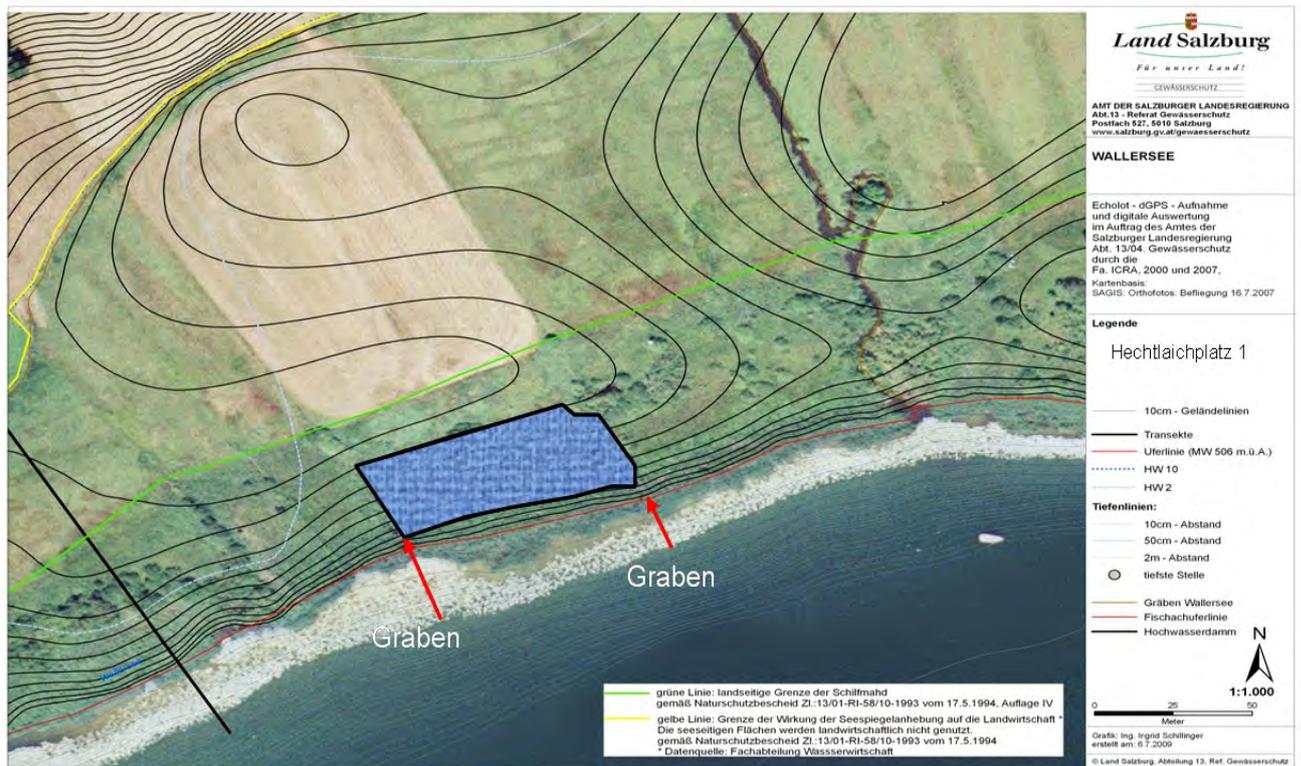
#### **Zitiervorschlag:**

- JÄGER P., FINSTER M. (2015): Laichverhalten der Hechte im Wallersee 2009 und vergleichende Diskussion der Ergebnisse 1982, 1983, 1995, 2001 und 2009. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 211-234 (2015)

#### **Anschrift der Verfasser:**

Hofrat Dr. phil. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, [paul.jaeger@sbg.at](mailto:paul.jaeger@sbg.at)  
Mag. Biol. Martin FINSTER, H.- Weixlbaumer - Strasse 5, 5412 Puch bei Hallein

## 7. Anhang



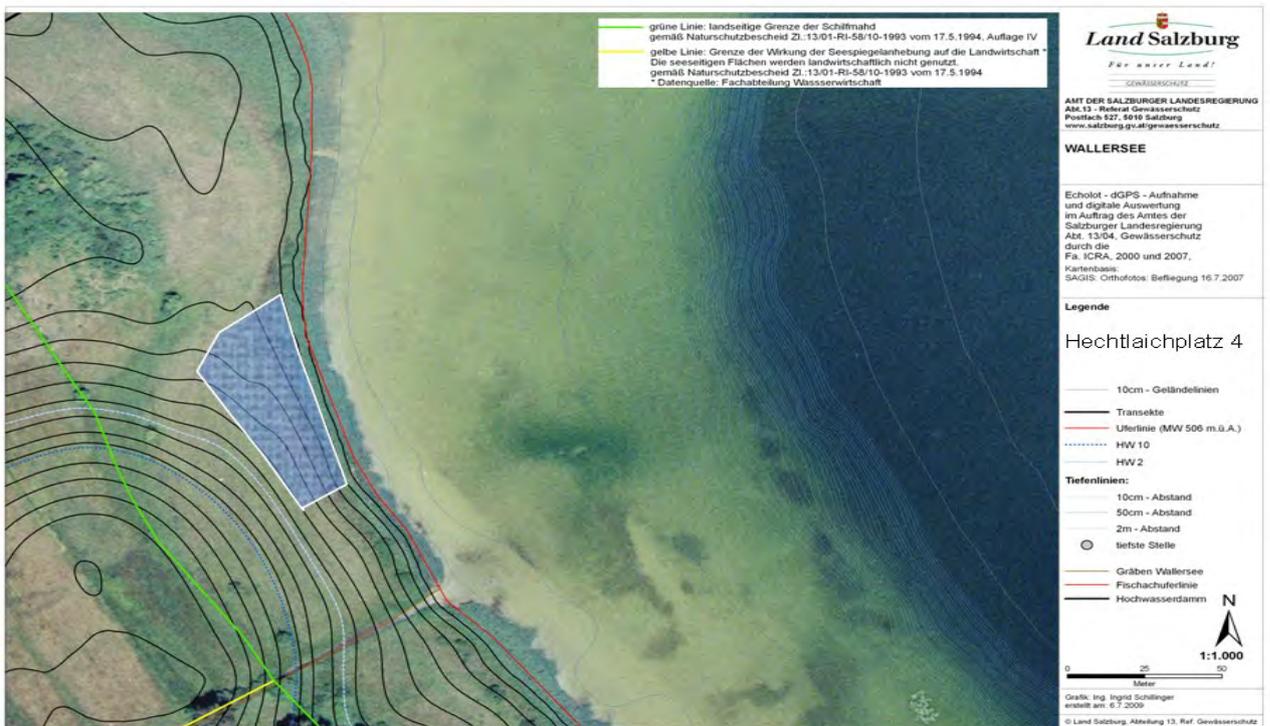
Anhang 1 a: Hechtlaichplatz 1 in Seekirchner Bucht mit Höhenlinien in 10 cm Abstand (Grafik: Martin FINSTER)



Anhang 1 b: Hechtlaichplatz 2 Graben in Seekirchner Bucht mit Höhenlinien in 10 cm Abstand (Grafik: Martin FINSTER)



Anhang 1 c: Hechtlaichplatz 3 am Bayerhamer Spitz mit Höhenlinien in 10 cm Abstand (Grafik: Martin FINSTER)



Anhang 1 d: Hechtlaichplatz 4 am Fischtaginer Spitz mit Höhenlinien in 10 cm Abstand (Grafik: Martin FINSTER)



# Veränderungen des Brutfischaufkommens im Wallersee durch Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung. Untersuchungsperiode 1997-2010

Josef WANZENBÖCK und Paul JÄGER

Mit 17 Abbildungen im Text und 2 Tabellen im Anhang.

## **KURZFASSUNG**

In den Jahren 1997, 2002, 2009 und 2010 wurden jeweils im Juni, Juli und August im Wallersee und in der Fischach Brutfischerhebungen durchgeführt und vergleichend analysiert. Die unmittelbaren Uferbereiche (Schilfgrenzen) und künstlich angelegte Schilfkanäle wurden mit Elektrofischerei untersucht. In den Makrophytenbeständen wurden mit Blocknetz und De-Lury-Elektrobefischungen Proben genommen. An der Außenkante der Makrophyten wurde mit einem Schubnetz gearbeitet und im Freiwasser mit einer Ringwade. Die Ergebnisse zeigten eine auffällige Verschiebung in der Dominanz der Arten von Brachsen im Jahr 1997 hin zu Rotaugen und Barschen im Jahr 2002 und 2009. Im Jahr 2010 wurde ein, vermutlich witterungsbedingter, Einbruch bei der Barschbrut beobachtet. Diese Verschiebung bestätigt die gängige Theorie von dominierenden Fischarten entlang eines Produktivitätsgradienten in Seen der nördlichen, gemäßigten Breiten und deckt sich mit der voranschreitenden Reoligotrophierung des Wallersees. Trotz sinkender, genereller Produktivität des Sees aufgrund der sinkenden Nährstoffgehalte wurde ein gleichbleibender bis ansteigender Trend in der Brutfischproduktion festgestellt.

Dies kann auf die Seespiegelanhebung und daraus resultierender, ökologischer Verbesserung der Seeufer und deren positive Wirkung auf das Brutfischaufkommen zurückgeführt werden.

## **ABSTRACT**

A survey of underyearling fish was undertaken in 1997, 2002, 2009 and 2010 in Wallersee and its outflow covering 11 sampling sites. At the reed belt shore and in artificial reed canals we used electrofishing. In macrophyte beds a stop net in combination with removal by electrofishing was used. In adjacent open water we applied a push-net during night hours and in the central part of the lake a purse seine was used. The results showed a dramatic shift in species dominance from common bream in 1997 to roach and perch in 2002 and 2009. In 2010 we observed a drastic decline in perch recruitment, probably related to adverse spring weather conditions. The observed shift supports the general theory concerning species dominance in a productivity gradient in north temperate lakes, in relation to the reoligotrophication process observed in Wallersee. Although general productivity of the lake declined due to lower nutrient levels a steady or even increasing trend in underyearling fish abundance was observed.

This could be related to technically lifted water levels of the lake resulting in ecological improvements of the shore ecotone with associated positive effects on underyearling fish production.

## **GLIEDERUNG**

1. EINLEITUNG .....	236
2. LIMNOLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE ENTWICKLUNG DES WALLERSEES.....	237
3. MATERIAL UND METHODEN .....	238
4. ERGEBNISSE .....	244
4.1 Befischungsergebnisse 2009 nach Standorten	
4.2 Befischungsergebnisse 2010 nach Standorten	
4.3 Langjährige Veränderung der Brutfischgemeinschaft	
5. DISKUSSION.....	249
6. LITERATUR.....	252
7. ANHANG .....	253

# 1. Einleitung

Die demographische Entwicklung von Fischpopulationen und von Fischgemeinschaften wird sehr stark von den Überlebenschancen der Frühstadien, dem Ei- und Larvenstadium bzw. auch des Brutfischstadiums bestimmt. Obwohl die Reproduktion von Fischen generell durch enorm hohe Eizahlen geprägt ist, sind die Überlebensraten der Eier, Larven und Brutfische meist so niedrig, dass der Anteil der geschlechtsreif werdenden Fische nur im Bereich von wenigen Zehntel Prozent bis einigen Prozent der Brutfischzahlen beträgt. Geringe jährliche Unterschiede in den Überlebensraten der Eier, Larven und Brutfische, die durch Witterungseinflüsse, Nahrungsbedingungen oder andere Bedingungen in den Habitaten der Frühstadien gesteuert werden, wirken sich enorm auf die Jahrgangsstärken der Fischarten aus (CHAMBERS & TRIPPEL 1997). Deshalb wird auch die Frühentwicklung der Fische während der ersten Lebensmonate als kritische Phase betrachtet.

Entscheidend für die Zahl der diese Phase überlebenden Brutfische ist die Habitatqualität und -quantität. Unter Habitatqualität werden die Eigenschaften der Brutfischhabitate zusammengefasst. Die wichtigsten Eigenschaften der Brutfischhabitate aufweisen, sind die Bereitstellung von Schutz vor Fressfeinden und gleichzeitig das Vorhandensein ausreichender Nahrungsressourcen. Sind Habitate mit diesen Eigenschaften vorhanden, hängt es weiter von der Zahl bzw. Arealausdehnung (=Habitatquantität) dieser Habitate ab, wie stark sich ein Brutfischjahrgang entwickeln kann.

Die Ansprüche an die Habitatbedingungen ändern sich auch während der ersten Frühstadien bzw. Lebensmonate der Brutfische (WERNER & GILLIAM 1984).

Als besonders geeignete Laichhabitate, sowie Habitate für die frisch geschlüpfte Brut gelten für viele Arten Überschwemmungsbereiche (z. B. für den Hecht und viele Karpfenartige). Durch das flache Wasser in diesen Bereichen sind durch erhöhte Wassertemperaturen und damit auch erhöhte Produktionsprozesse beste Bedingungen für die Laich- und Larvenentwicklung gegeben. Für die Eientwicklung sind ausreichend hohe Sauerstoffkonzentrationen von entscheidender Bedeutung. Neben den Überschwemmungsbereichen sind Kies- und Schotterflächen, bzw. Flächen mit Makrophyten gut geeignete Habitate für die Eientwicklung sofern diese Bereiche frisch überstaut sind und das Substrat noch wenig Aufwuchs zeigt. Hier kann die Eientwicklung vieler heimischer Fische ohne große Verluste ablaufen (PROBST et al., 2009).

Für die geschlüpfte Brut bieten die strukturreichen Makrophytenhabitate Deckung und damit Schutz vor vielen Räubern, gleichzeitig aber auch hohe Nah-

rungsproduktion. Ältere Larven und Jungfische begeben sich dann meist in tieferes Wasser, benötigen dort aber auch den Schutz durch Wasserpflanzen oder anderer Strukturen (LYONS 1987; RHEINBERGER et al., 1987; MÜHLBERG 2001).

Die Bedingungen für die Ei- und Brutfischentwicklung werden auch stark von den generellen Produktionsprozessen bzw. vom Trophiegrad eines Gewässers beeinflusst. In nährstoffarmen, oligotrophen Gewässern können Salmoniden gute Reproduktionsbedingungen vorfinden und zur dominierenden Fischgruppe werden (COLBY et al., 1972).

In mesotrophen Seen findet sich Häufig eine Dominanz von Barschen und unter eutrophen Bedingungen herrschen meist Cypriniden vor. Salmoniden sind generell auf Schotterflächen und kühles, sauerstoffreiches Wasser für die Reproduktion angewiesen.

In Seen mit erhöhter Produktivität kann die Sedimentation von organischer Substanz aber schon so große Ausmaße annehmen, dass eine ungestörte Eientwicklung für Salmoniden nicht mehr gegeben ist (z.B. für Coregonen, VENTLING-SCHWANK & MÜLLER 1991).

Barsche legen ihre Eier in Form von Bändern meist auf Strukturen wie untergetauchtes Holz über dem Seeboden ab. Hier finden die Eier auch bei höheren Produktionsprozessen noch ausreichend hohe Sauerstoffkonzentrationen vor, um sich gut entwickeln zu können. Cypriniden haben stark klebrige Eier. Diese werden auf möglichst frisches Substrat wie Makrophyten geklebt und können sich dort, trotz hoher Produktionsprozesse gut entwickeln.

Der Wallersee durchlief in seiner Vergangenheit enorme ökologische Veränderungen in Bezug auf Hydrologie (Seespiegellagen) und in Bezug auf seine Trophie (Nährstoffverhältnisse und Produktionsprozesse) – siehe folgenden Abschnitt bzw. Aussendung der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz zur Trophieentwicklung des Wallersees (2010).

Die mehrmaligen Absenkungen des Seespiegels bewirkten eine Verschlechterung des Ökotox Seeufer (JÄGER 2015) und damit Verschlechterungen in den Bedingungen für die Ei- und Brutfischentwicklung vieler Fischarten.

Die erfolgte Seespiegelanhebung erbrachte wieder Verbesserungen für die Ökologie der Seeufer und damit waren auch verbesserte Bedingungen für die Brutfischproduktion zu erwarten.

Damit zeitgleich bzw. zeitlich überlappend ging auch die Reoligotrophierung des Wallersees einher. Die damit verbundenen Prozesse beeinflussen die einzelnen Fischfamilien unterschiedlich und somit war eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse in der Artzusammensetzung zu erwarten, aber auch ein möglicher Rückgang der Fischproduktion.

Wie sich diese generellen Trends (Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung) nun tatsächlich auf die Brutfischentwicklung im Wallersee auswirken und ob die skizzierten Veränderungen, die für die Adult-

fischpopulation zu erwarten waren (Artendominanz und Fischproduktion), auch schon im Brutfischstadium zu erkennen sind, das sollte in der vorliegenden Studie untersucht werden.

## 2. Limnologische und hydrologische Entwicklung des Wallersees

Der Wallersee entstand in einem Zweigbecken des Salzachgletschers am Ende der letzten Eiszeit und ist in eine sanfte Endmoränenlandschaft eingebettet. Aufgrund der immer stärker werdenden Siedlungstätigkeit nach dem 2. Weltkrieg kam es aufgrund fehlender Kläranlagen in den 70er-Jahren des letzten Jahrhunderts zum Höhepunkt der Planktonblüten im See. Der Wallersee war damals stark eutrophiert.

Die Bemühungen der Anrainergemeinden um eine wirksame Abwasserentsorgung führten zu sinkendem Trend in den Nährstoffkonzentrationen. Heute zeigt der See wieder seinen natürlichen, mesotrophen Zustand. Aufgrund der Verringerung der Phosphorkonzentrationen kam es zu einer Reduktion der Algenblüten und in der Folge zu einer deutlichen Zunahme der Sichttiefe im See.

Der Seespiegel des Wallersees wurde 1886/87 zur Landgewinnung und zur Verbesserung der Torfgewinnung in den Randmooren des Sees um ca. 1,5 m abgesenkt. Nachdem der Bereich des Fischachauslaufs bei Seekirchen in der Folge bei größeren Hochwässern immer noch überflutet und damit Bauland unter Wasser gesetzt wurde, kam es 1959 und 1971/72 zu zwei weiteren Absenkungen des Seespiegels um einen halben Meter.

Diese Absenkungen bewirkten, dass die ehemals ausgedehnten flachen Schilfuferebereiche des Sees in landwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt wurden und nur mehr unmittelbare Bereiche an der Wasseranschlaglinie des Sees von Schilf bestanden waren. Aufgrund der flachen Ufer bewirkte die durch die Absenkung verstärkte Wellendynamik im neuen Seichtufer einen starken Wellenangriff auf die verbliebenen Schilfbestände. Der See suchte für diese Uferbereiche ein neues labiles Gleichgewicht.

Die Folge waren starker Schilfrückgang und ein Auflösen der Wurzelbereiche an der seeseitigen Schilffront durch den verstärkten Wellenschlag. Eine weitere Folge war, dass die ursprünglich ausgedehnten Laich- und Gelegeflächen für die Ufer bewohnenden Fische zerstört bzw. trocken gelegt wurden (JÄGER 2015).

Nachdem die Absenkungen des Seespiegels noch immer nicht den gewünschten Effekt der Hochwasserfreiheit im Stadtbereich von Seekirchen bewirkt hatten, wurde der See hydraulisch mittels einer Wehranlage vom Abfluss, der Fischach, abgekoppelt.

Dadurch wurden bei Hochwasser die an den Seeabfluss angrenzenden Siedlungsflächen im Stadtbereich von Seekirchen hochwassersicher, andererseits konnten die letzten beiden Absenkungen 1959 und 1970 rückgängig gemacht und der See wieder angehoben werden.

Besonders gravierend für die Uferzonen des Sees war nach den Ausbaggerungen im Abfluss die neue große Profiltiefe des Seeabflusses, welche den Seespiegel bei Niederschlägen langsam ansteigen aber bei höheren Wasserständen rasch absinken ließ.

Die Wiederanhebung des Niedrigwasserstandes des Wallersees erfolgte 1997 um 25 cm. Die Aufhöhung des mittleren Niederwassers und des Mittelwassers um 30 bzw. 20 cm auf die Koten vor den letzten Absenkungen (1959 und 1971/72) fand im Dezember 1999 statt.

Entscheidend für den ökologischen Erfolg der Seespiegelanhebung war die Zweiteilung der Abflusssektion in einen Mittel- bis Niederwasserbereich und einen Hochwasserüberfall, der ab dem jährlichen Hochwasser hydraulisch wirksam wird.

Die Niederwasserrinne ist so gestaltet, dass der See bei langer Trockenheit nur langsam absinkt und bei Niederschlag rasch wieder aufspiegelt.

Betrachtet man die Überflutungsdauer der Seeuferbereiche, so zeigt sich, dass die Überflutungsdauer der projektierten Mittelwasseranschlaglinie (506,00 m) von 23 Tagen bis zum Jahr 1999 auf nunmehr 80 Tage im Jahr 2002 verlängert werden konnte. Die vormalige Mittelwasseranschlaglinie von 505,60 m über Adria war bis 1999 statistisch an 130 Tagen überschwemmt, derzeit ist sie an 265 Tagen unter Wasser (JÄGER & FINSTER 2015). Dadurch konnten die Überstauzeiten der Schilfbestände wieder wesentlich verlängert werden.

Die Wasserschilfflächen sind insbesondere für die Jungfische, aber auch für die Laichfische ein wesentlicher Lebensraum. Beobachtungen zeigen, dass Laichfische vorwiegend Schilf- und Binsenbestände mit mehr als 50 cm Wassertiefe als Laich- und Einstandsplätze aufsuchen. Auch die laichenden Hechte bevorzugten Laichplätze mit mindestens einem halben Meter Wassertiefe (JÄGER & FINSTER 2015).

Die submersen Makrophyten, vor allem Laichkräuter und in tieferen Bereichen Characeen, besiedeln die

Uferbereiche im Wallersee bis über 10 m Wassertiefe und dienen als weitere wesentliche Strukturgeber für die Fischzönose (MÜHLBERG 2001). Die Untersuchung der Markophytenausbreitung erfolgte nach der Echolot/GPS-Kartierungsmethode von JÄGER et al. (2002).

Der Wallersee bedeckt eine Fläche von 5,9 km<sup>2</sup>, ist 23,3 m tief und hat eine Uferlänge von 15 km. 6,5 km bzw. 40 % des Ufers sind von Schilf bestanden, auf 2,4 km säumen Sträucher und auf 1,2 km Wald das Seeufer. Insgesamt sind 62 % des Seeufers damit weitgehend naturbelassen, wenn nicht die Seespiegel-lage manipuliert wird und die landwirtschaftliche Nutzung den nötigen Abstand vom See hält.

Der Bereich des Wasserschilfs incl. Binsenbestand mit mehr als 50 cm Wassertiefe, bezogen auf die Kote 505,60 m, hatte vor der Seespiegelanhebung ein Flächenausmaß von ca. 3,0 ha. Er wurde durch die Seespiegelanhebung auf die Kote 505,80 m Jahr 2000 auf ca. 5,6 ha vergrößert. Der Wasserschilfbereich von der Vorderkante der Schilffront bis zur jeweiligen MW-Kote hat sich durch die Seespiegelanhebung von ca. 6,6 auf rund 9,4 ha Seefläche erweitert.

Nach ökosystemarer Bearbeitung (Begehungen im Schilf selbst) werden am Wallersee 2010 etwa 31 ha als reines Wasserschilf (bis zur Kote HW2) ermittelt.

### 3. Material und Methoden

Der Fang von Larven und Jungfischen wurde am Wallersee mit unterschiedlichen Methoden an 16 Standorten (siehe Abbildung 1) und insgesamt 32 Probenstellen durchgeführt. Sie wurden 2009 in einer Befischungskampagne, Ende Juli (30.7. bis 3.8.) beprobt und 2010 in 3 Befischungskampagnen, je eine im Juni (23. - 29.), Juli (19. - 23.) und August (16. -

Die potentiellen Laichareale für Hechte vergrößerten sich durch die Spiegelanhebung von 8 ha auf 13 ha.

Für 2007 können rund 5,6 ha Schilf und Binsen, 4 ha Teichrosen und 14 ha untergetauchte Wasserpflanzen im Wallersee bilanziert werden, welche der Fischfauna des Sees nach der Seespiegelanhebung bei Mittelwasser (505,80 m minus 50 cm) Lebensraum sowie Laich- und Gelegeflächen bieten (JÄGER et al., 2011; Tab. 18 und 14).

Vor der Seespiegelanhebung waren es bei Rückrechnung etwa 1/3 weniger an fischökologisch nutzbaren Schilf- und Binsenflächen. Allerdings konnte das Schilf in den wenigen Jahren der Seespiegelanhebung das noch vorhandene potentielle Areal im Flachufer des Sees noch nicht in größerem Umfang wiederbesiedeln. Derzeit wird nur ein Momentbild einer sehr dynamischen Entwicklung betrachtet.

Zu erwähnen ist noch, dass 1970/80 noch jährlich tausende Jungaale im See eingesetzt wurden, so z. B. 1972 20.000 Stück (JÄGER 1974), welche im lockeren Schilf und in den Teichrosen- und Laichkrautbeständen den Jungfischen auflauern. Seit etwa 20 Jahren wird der Aal nicht mehr besetzt, aber intensiv befischt, sodass der Ausfang mit der Zeit stark zurückgegangen ist. Diese Änderung in der Seebewirtschaftung war auch eine wichtige Voraussetzung für das stärkere Aufkommen der seeeigenen Fischbrut.

20.), um den Vergleich mit früheren Untersuchungen sicherzustellen (WANZENBÖCK & JÄGER 2003).

Die zeitliche Einordnung der Befischungskampagnen im Zusammenhang mit den Wasserstandsschwankungen des Wallersees wird in Abbildung 2 illustriert.

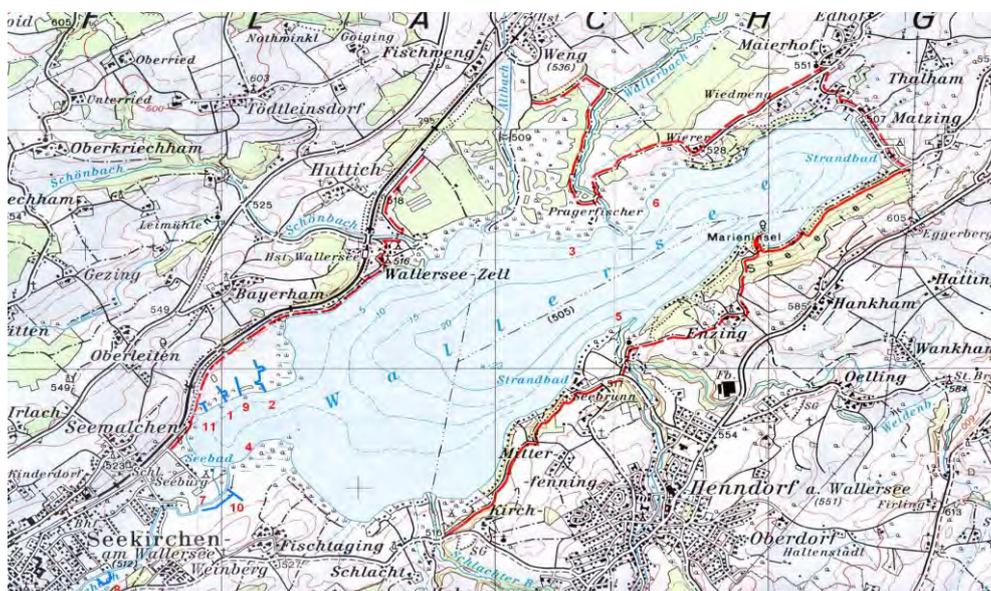


Abbildung 1: Übersichtskarte Wallersee mit Lage der Untersuchungsstandorte:

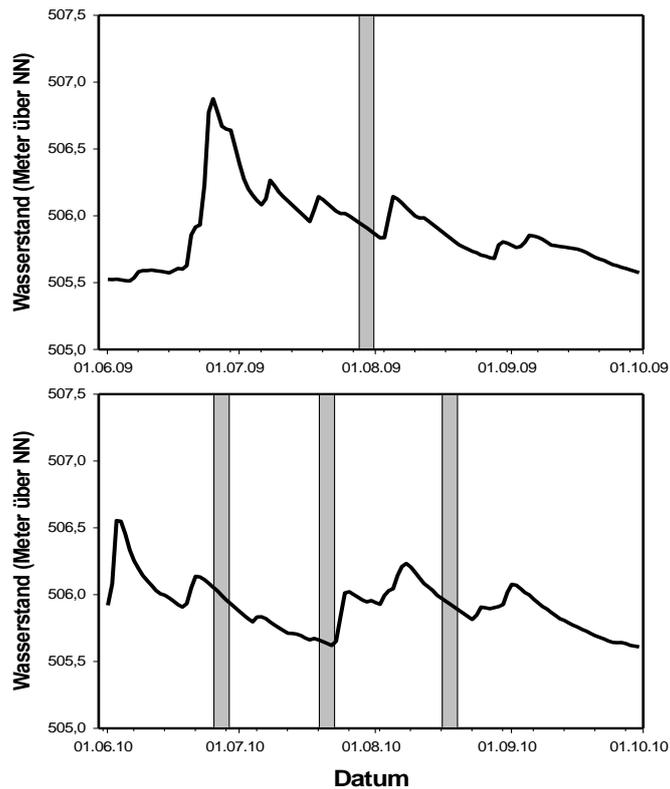


Abbildung 2: Wasserstandsganglinie des Wallersees im Sommer 2009 und 2010 (Daten: Land Salzburg, Hydrographischer Dienst). Die grauen Balken zeigen die zeitliche Einordnung der Befischungskampagnen.

Vier dieser Standorte (1, 2, 9, 11) lagen bei künstlich angelegten Schilfkanälen und die übrigen an Uferstellen ohne anschließenden Schilfkanal, um auch die relative Bedeutung der Schilfkanäle zu erfassen. Am Standort 11 lagen 2 Probenstellen (Abbildung 3): Eine Probenstelle am Schilfrand des Seeufers beiderseits der Einmündung des Schilfkanals (gesamt ca. 50 Meter Länge – sie wurde vom Boot mittels Elektroaaggregat befishet), eine zweite Probenstelle befand sich im Schilfkanal selbst, es wurden die ersten 50 bis 70 m vom seeseitigen Ende des Schilfkanals befishet, je nach Wasserstand mit dem Boot oder vom Ufer aus.

Am Standort 1 befanden sich 3 Probenstellen (Abbildung 3): Zwei Probenstellen, wie zuvor, an der Seeufer - Schilfkante und im Schilfkanal, am seeseitigen Ende. Zusätzlich befand sich eine Probenstelle im Schilfkanal, wobei vom landseitigen Ende des Schilfkanals bis zum Endpunkt der vorangegangenen Probenstelle gefischt wurde. So wurde an diesem Standort die gesamte Länge des Schilfkanals in die Beprobung einbezogen.

Am Standort 9 wurde an 3 Probenstellen gefischt: Die ersten zwei waren analog zum vorhergehenden Standort situiert, mit dem Unterschied, dass die Probenstelle am landseitigen Ende des Schilfkanals meist wegen zu geringen Wasserstandes nicht befishbar war. Daher wurde einfach bis zum landseitigen Ende des Grabens gefischt. Eine dritte Probenstelle lag im See selbst, und zwar im Teichrosenbestand vor der Mündung des Schilfkanals (Abbildung 3). Hier wurde mit einem Blocknetz ein ovales Areal von 300 m<sup>2</sup> umstellt und anschließend mittels Elektrofisherei vom Boot aus in 3 Durchgängen befishet (De-Lury Methode, siehe auch MÜHLBERG 2001).

Am Standort 2 waren 3 Probenstellen gelegen: Am Seeufer beiderseits der Einmündung des Schilfkanals und im Schilfkanal vom seeseitigen Ende des Kanals. Die dritte Probenstelle an diesem Standort lag an der seeseitigen Kante des Teichrosenbestandes und wurde mit nächtlichen Schubnetzbefischungen beprobt (WANZENBÖCK et al., 1997), um den relativen Vergleich zu gleichartigen Fängen aus den Jahren 1993-2005 herzustellen.

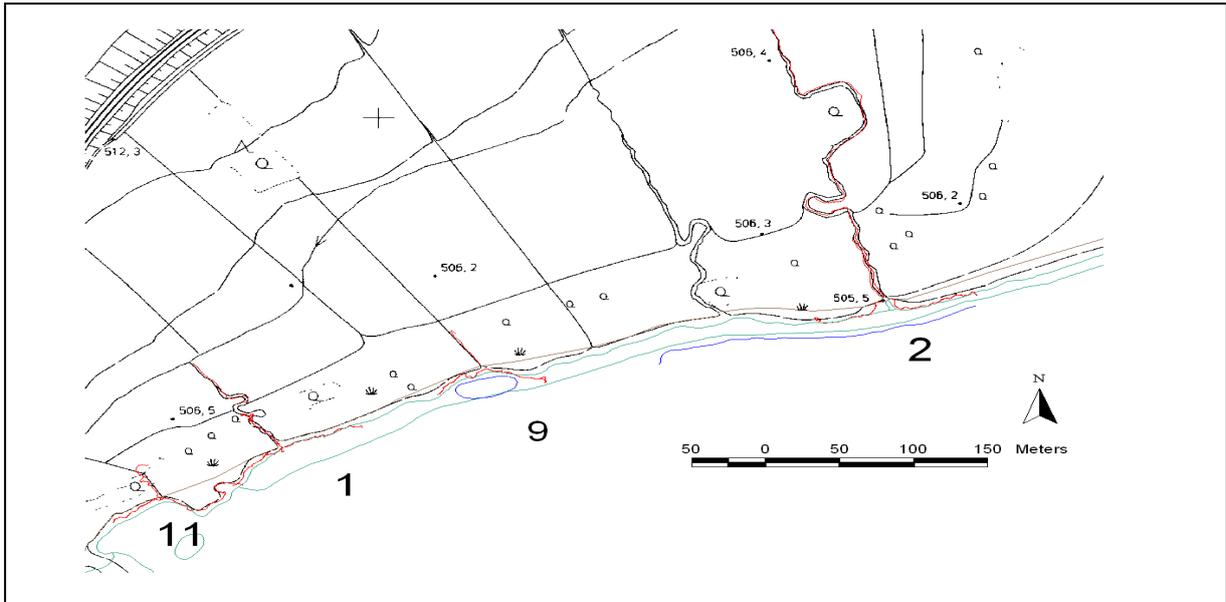


Abbildung 3: Detailkarte vom Nordufer der Seekirchner Bucht mit Befischungsstellen der Standorte 11, 1, 9 und 2. Die roten Linien bezeichnen Befischungsstrecken mittels Elektroaggregat. Blaue Linien zeigen Befischungsstrecken mit dem Schubnetz. Das blaue Oval zeigt die Lage der Befischungsstelle mit dem Blockiernetz und Elektrobefischung in drei Durchgängen nach De-Lury. Grüne Linien zeigen die Ausdehnung der Makrophytenbestände (Daten: Land Salzburg – Gewässerschutz).

Am Standort 3, wo kein Schilfkanaal anschloss, waren 2 Probenstellen zu befischen: Einmal entlang der Schilfkante mit Elektrofischerei und einmal im vorgelagerten Bereich mit dem Schubnetz (Abbildung 4). Standort 6 bestand wiederum aus 3 Probenstellen (Abbildung 4): Die erste Probenstelle wurde mittels Elektrobefischung vom Boot aus entlang der Schilfkante befischt. Die zweite Probenstelle war wiederum

in den vorgelagerten Beständen von Makrophyten gelegen, an dieser Stelle hauptsächlich *Potamogeton pectinatus*. Hier wurde wieder mit dem Blocknetz in Kombination mit der De-Lury-Elektrofischereimethode gearbeitet. Die dritte, seewärts liegende Probenstelle wurde mit dem Schubnetz beprobt.

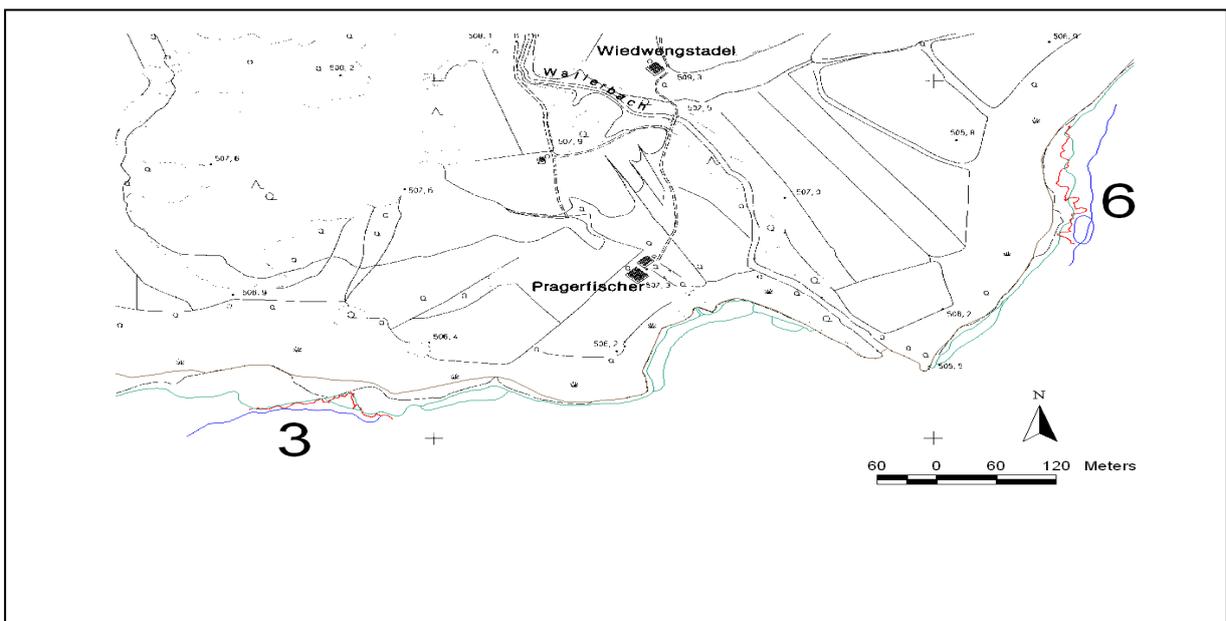


Abbildung 4: Detailkarte vom Bereich der Mündung des Wallerbaches mit den Probenstellen an den Standorten 3 und 6. Die roten Linien bezeichnen Befischungsstrecken mittels Elektroaggregat. Blaue Linien zeigen Befischungsstrecken mit dem Schubnetz. Das blaue Oval zeigt die Lage der Befischungsstelle mit dem Blockiernetz und Elektrobefischung in drei Durchgängen nach De-Lury. Grüne Linien zeigen die Ausdehnung der Makrophytenbestände (Daten: Land Salzburg – Gewässerschutz).

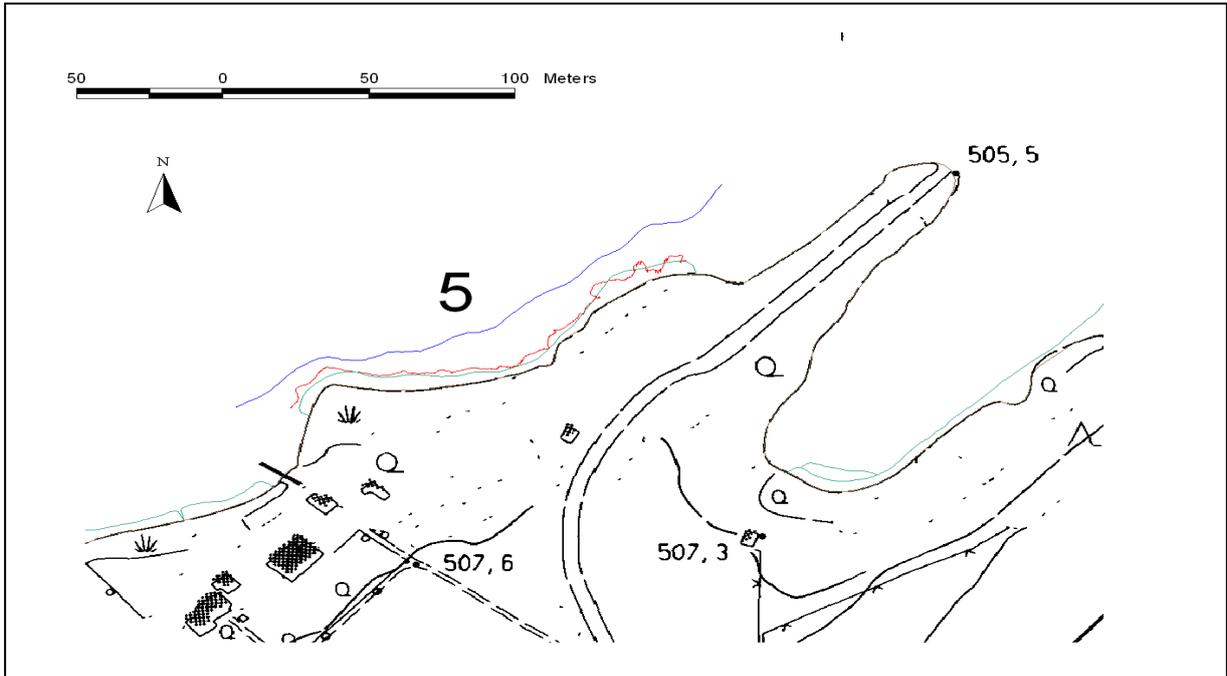


Abbildung 5: Detailkarte vom Bereich der Mündung des Henndorfer Baches mit Probenstellen am Standort 5. Die rote Linie bezeichnet die Befischungsstrecke mittels Elektroaggregat. Die blaue Linie zeigt die Befischungsstrecke mit dem Schubnetz. Grüne Linien zeigen die Ausdehnung der Makrophytenbestände (Daten: Land Salzburg – Gewässerschutz).

An den Standorten 5 und 4 wurde an der Schilfkante elektrisch gefischt und im vorgelagerten Bereich mit dem Schubnetz (Abbildungen 5 und 6).

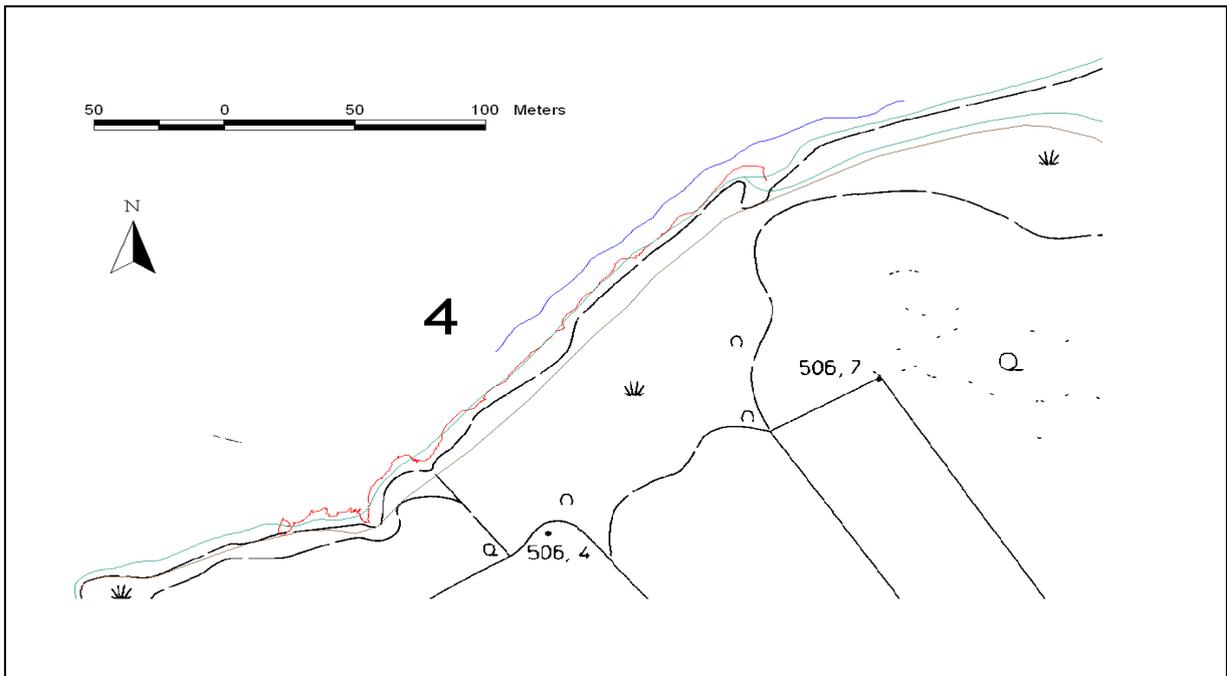


Abbildung 6: Detailkarte vom Südufer der Seekirchner Bucht mit Probestellen am Standort 4. Die rote Linie bezeichnet die Befischungsstrecke mittels Elektroaggregat. Die blaue Linie zeigt die Befischungsstrecke mit dem Schubnetz. Grüne Linien zeigen die Ausdehnung der Makrophytenbestände.

Am Standort 7 wurden zwei Probenstellen vom Boot aus elektrisch befishet (Abbildung 7): Es wurden flussaufwärts vom Wehr einmal rechtsufrig und einmal linksufrig ca. 60 bis 80 m lange Uferstreifen be-

probt. Am Standort 10 waren 2 Probenstellen situiert (Abbildung 7): Einmal wurde jener Kanal der im rechten Winkel von der Fischach weggeführt vom Boot elektrisch befishet, und danach wurde jener Kanal der

vom vorigen abzweigend, und parallel zur Fischach

verläuft in seiner gesamten Länge abgefischt.

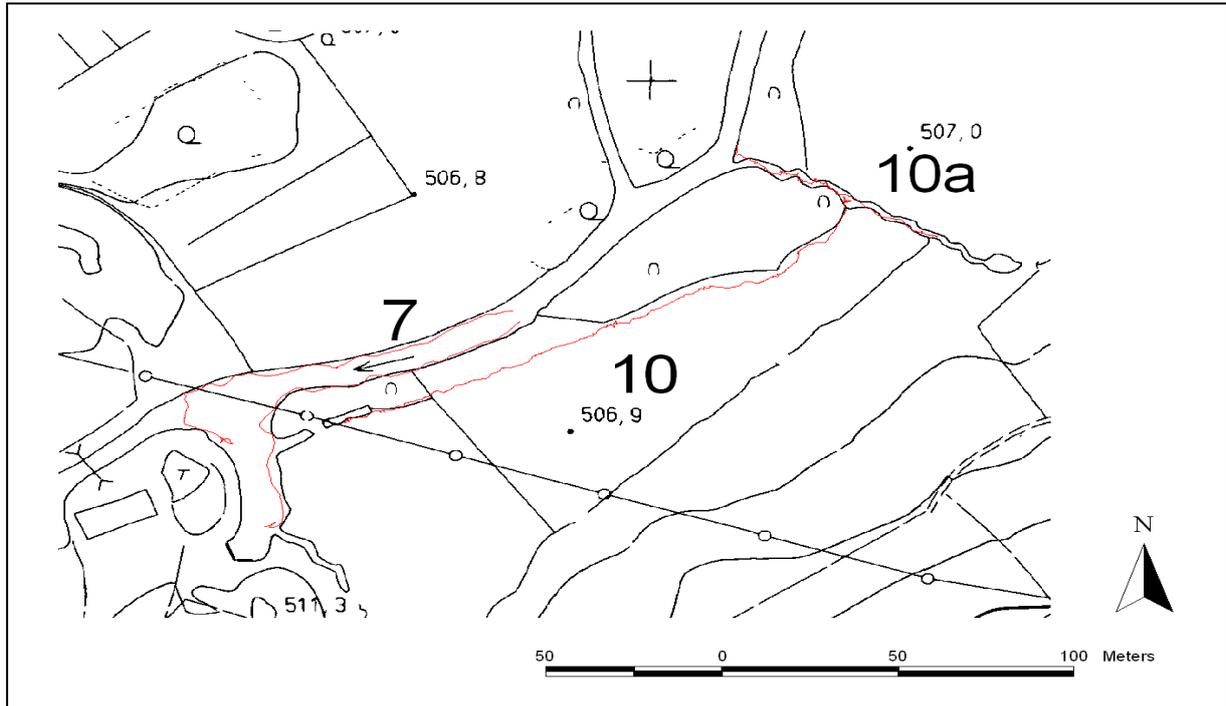


Abbildung 7: Detailkarte vom Bereich der Wehranlage in der Fischach mit Probestellen an den Standorten 7, 10 und 10a. Die roten Linien bezeichnen Befischungsstrecken mittels Elektroaggregat.

Am Standort 8 wurde eine Probenstelle, die aus dem gesamten künstlichen Altarm der Fischach bestand, mittels Elektrofischerei beprobt (Abbildungen 8 und 9).



Abbildung 8: Luftbild von Standort 8 (Altarm „Bräugumpen“) mit Befischungsstrecke in grün.



Abbildung 9: Standort 8 mit dichten Beständen von Wasserstern im Altarm.



Abbildung 10: Luftbild Standort 12 „Altes Kapeller - Bootshaus“ unterhalb des Fischach-Wehrs.

Standort 12 befand sich gleich unterhalb des Stauwehrs an der Fischach, wo das Umgehungsgerinne von der Fischach abzweigt und erstreckte sich bis zum alten Bootshaus Kapeller (Abbildung 10). Der Standort 13 lag an der Stelle wo sich das Umgehungsgerinne mit der Fischach wieder vereinigt (Abbildung 11).



Abbildung 11: Luftbild Standort 13 „Vereinigung des Umgehungsgerinnes mit der Fischach“.

Noch weiter flussabwärts lag der Standort 14 und er war an einer Aufweitung der Fischach unterhalb von Standort 8 an beiden Flussufern gelegen (Abbildung 12). Der letzte Standort in der Fischach (Standort 15) lag von der Mündung des Marktaches bis ca. 100 m flussab (Abbildung 13).



Abbildung 12: Luftbild Standort 14 „Breite Stelle der Fischach unterhalb Bräugumpen“ mit Befischungsstrecken in rot.

Im Freiwasser (Standort 16) wurde nachts an drei Probenstellen im Bereich der tiefsten Stelle mit einer Ringwade gefischt. Diese Methode erwies sich bei früheren Untersuchungen als am besten geeignet (TISCHLER et al. 2000).

Die gefangenen Larven und Jungfische <6 cm wurden im Feld für die spätere Bearbeitung in 4-prozentiger Formaldehydlösung fixiert, bei sehr großen Fängen wurden Unterproben genommen. Alle größeren Fische wurden im Freiland bestimmt, ihre



Abbildung 13: Luftbild Standort 15 „Markt bachmündung“.

Totallängen gemessen und anschließend zurückgesetzt (siehe Abbildung 14). Im Labor wurden die Larven und Jungfische auf Artniveau bestimmt und ausgezählt. Die Fangdaten wurden an den im Hinblick auf Fangaufwand und Befischungsstrecken vergleichbaren Standorten (1, 2, 3, 4) direkt in Bezug gesetzt und die Zahl der gefangenen Fische mit Rangfolgentests (Mann-Whitney U-Test) verglichen, wobei die Stichprobe den Befischungsergebnissen an einzelnen Probenstellen entsprach.



Abbildung 14: Elektrofischung des Schilfkanals bei Standort 1 (links) und Vermessung der gefangenen Fische größer 6 cm (rechts)

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Befischungsergebnisse 2009 nach Standorten

Im Folgenden werden die Befischungsergebnisse an einzelnen Standorten mit ihren jeweiligen Besonderheiten dargestellt. Die Reihenfolge richtet sich nach der üblichen Folge von Befischungen im Uhrzeigersinn rund um den See (vgl. Abb. 1). Im Jahr 2009 wurde nur während einer Befischungskampagne (Ende Juli) gefischt.

**Standort 11:** Am 30. Juli wurde die Schilfuferkante vor der Mündung des Grabens, von Ost nach West befischt. Es dominierten Rotfedern vor Barschen und Rotaugen. Auch Brachsen waren in nennenswerten Zahlen vorhanden (Tabelle 1). Vereinzelt wurden auch Junghechte gefangen. Es handelte sich um den drittstärksten Fang (446 Stk.) an diesem Termin im Vergleich zu den übrigen Seestandorten.

Die zweite Befischungsstrecke an diesem Standort führte von der Mündung des Grabens in den Graben hinein. Alle 21 Jungfische wurden im unmittelbaren Mündungsbereich gefangen. Weiter landeinwärts fiel der Wasserstand von ca. 20 cm auf wenige Zentimeter (unter dem Weidengebüsch). Es fand sich dort ein dichter Bestand von Wasserstern aber keine Fische. Im Graben waren insgesamt wenige Brutfische im Vergleich zum Schilfrand vorhanden.

**Standort 1:** Auch hier wurde an diesem Standort zunächst die Schilfkante westlich und östlich der Mündung des Grabens in den See befischt (Abb. 3). Die meisten Jungfische (251 Stk.) wurden gleichmäßig über die Befischungsstrecke verteilt, an der Schilfkante gefangen. Es dominierten kleine Rotfedern vor Rotaugen, Barschen und Brachsen. Ähnlich wie beim vorangegangenen Standort wurde wieder

ein Junghecht (12 cm) gefangen. Die nächste Befischungsstrecke führte von der Mündung des Grabens landeinwärts bis nach der ausgeprägten S-Kurve. Der Boden des Grabens war schlammig mit vielen Fadenalgen bedeckt aber ohne Makrophytenbestand. Die Brutfische waren wieder im Mündungsbereich des Grabens konzentriert und es wurden mit 119 Stk. etwa halb so viele wie am äußeren Schilfrand gefangen. Im Graben dominierten Barsche vor Rotaugen.

Am **Standort 9** wurden an der ersten Befischungsstelle (Schilfkante westlich und östlich der Grabenmündung) ähnlich wie bei den vorangegangenen Standorten hauptsächlich Rotaugen (78 Stk.) und Barsche (38 Stk.) gefangen. Auch waren wieder zwei Junghechte dabei. An der zweiten Befischungsstrecke (Graben landeinwärts) war der Bodengrund moorig, der Wasserstand vor der Mündung ca. 8 cm, nach hinten auf ca. 30 m, auslaufend auf null. Der Graben war beidseitig von Seggenbüscheln bestanden. Brutfische wurden im Graben nur wenige (30 Stk.) gefangen und die meisten davon im Mündungsbereich des Grabens (auf den ersten 2 Metern). Eine dritte Probenstelle lag in den dem Graben vorgelagerten Teichrosen. Hier wurde ein Bereich mit einem Blocknetz abgesperrt und in drei Durchgängen elektrisch befischt. Gefangen wurden ausschließlich Jungfische von Barschen (145-386 Stück), Rotaugen (2-70 Stk.) und Brachsen (4-97 Stk.).

Am **Standort 2** (Abb. 3) wurden wieder mehrere Stellen befischt. Die erste Befischungsstrecke am Schilfrand westlich und östlich der Grabenmündung erbrachte die höchsten Brutfischfänge im Juli 2009

(567 Stk.). Rotaugen dominierten den Fang vor Brachsen, Rotfedern und Barschen. Wie an den vorhergehenden Standorten wurden auch hier 2 Junghechte (12 und 13 cm) gefangen. Die zweite Befischungsstrecke führte von der Seeseite in den Graben. Gleich bei der Mündung wurde wieder ein Hecht (13 cm) gefangen. Eine größere Zahl von Brutfischen (403 Stk.) wurde gleichmäßig über die Befischungsstrecke im Graben (nicht nur an der Mündung) gefunden. In dieser Hinsicht unterschied sich das Ergebnis in diesem Graben von den anderen an den vorangegangenen Standorten. Der Boden war schlammig ohne Makrophyten. Im Graben dominierten Barsche vor Rotaugen und Rotfedern (Tabelle 1).

**Standort 3** (westlich vom Pragerfischer): Hier wurden ausschließlich an der Schilfkante relativ wenige (43 Stk.) Brutfische gefangen da sich hier kein anschließender Schilfgraben befand. Es dominierten die Barsche (42 Stk.).

Am **Standort 6** (östlich vom Pragerfischer) war das Schilf in zahlreiche Horste aufgeteilt und es ergab sich eine sehr heterogene Schilfkante, die oft unterbrochen war. Es konnten auch hier relativ wenige Brutfische (51 Stk.) gefangen werden wobei Barsche vor Rotaugen dominierten. Dem Schilf vorgelagert befand sich ein dichter Bestand von *Potamogeton pectinatus*, der 2002 mit dem Blocknetz umschlossen wurde. Im Juli 2009 war dieser Makrophytenbestand nicht mehr zu sehen und es wurde daher auf diese Befischung verzichtet.

Am **Standort 5** war der Boden schottrig. Im Schilfbestand war ein Aufwuchs von fädigen Grünalgen auffällig, sowie einige Quellmoosbüschel zwischen den Schilfhorsten. Es wurden mittlere Brutfischzahlen (246 Stk.) erfasst und zwar ausschließlich Barsche.

Am **Standort 4** (Südufer der Seekirchner Bucht) wurde an der Schilfkante von Ost nach West gefischt. Sie endete in einer kleinen Bucht mit Seerosenbestand. Hier ergab sich der zweitstärkste Fang im Juli 2009 mit 516 Stk. Brutfischen. Es dominierten Rotaugen vor Barschen und Brachsen (Tabelle 1).

## 4.2 Befischungsergebnisse 2010 nach Standorten

Im Jahr 2010 wurde, im Gegensatz zu 2009, aber wie in den Jahren 1997 und 2002, während dreier Befischungskampagnen (Juni, Juli, August) gefischt.

**Standort 11:** Am 28. Juni wurde die Schilfuferkante vor der Mündung des Grabens, von Ost nach West befischt. Es dominierten Rotaugen und Brachsen in recht hohen Dichten (Tabelle 2). Auffällig war das

**Fischach:** Die weiteren Standorte lagen nicht im See selbst, sondern im Abfluss des Sees, der Fischach bzw. in ihren Nebengewässern.

Zunächst wurde in einem Graben, der von der Fischach mehr oder wenig rechtwinkelig weggeführt gefischt (**Standort 10a**). In diesem Graben konnten 142 Stk. Brutfische gefangen werden, hauptsächlich Rotfedern und Brachsen.

Anschließend wurde ein Graben, der vom vorigen wieder im fast rechten Winkel abzweigt und mehr als 100 Meter parallel zur Fischach führt, befischt (**Standort 10**). Hier wurden allerdings nur 4 Brutfische (ausschließlich Barsche) gefangen.

Am **Standort 7** (Fischach vor Wehr) wurde jeweils am rechten Ufer flussabwärts gefischt und am linken Ufer stromaufwärts. Am Ende der ersten rechtsufrigen Strecke war ein großer Bestand von Laichkraut und Wasserpest.

Es wurden eher geringe Zahlen an Brutfischen (70 bzw. 37 Stk.) gefangen und es waren hauptsächlich Barsche und einige wenige Rotaugen in den Fängen.

Der letzte **Standort 8** befand sich weiter stromab in der Fischach und bestand aus einem wiederhergestellten Altarm des Flusses dessen beide Enden an den Fluss angebunden waren. Weiters mündete der Ausfluss einer Fischzucht in den Altarm, aus der kühles Wasser zufloss. Am oberen und unteren Ende des Altarmes waren dichte Makrophytenbestände, im Mittelteil nur fädige Grünalgen. Im unteren Mündungsbereich zur Fischach fanden sich Brutfische und ältere Stadien von Schleien, Barschen und Hechte. Im Mittelteil waren kaum Fische vorzufinden (außer direkt beim Abfluss der Fischzucht ein Bachsaibling). Im oberen Teil des Altarmes tauchten wiederum Schleien, Barsche und ein einzelner Hecht auf.

Unmittelbar unterhalb des Altarmes befand sich ein ausgedehnter Makrophytenbestand der auf ca. 100 m Länge zusätzlich befischt wurde (**Standort 8a**). Hier waren Jungbarsche stark dominierend. Zahlenmäßig traten größere Fische hervor, vor allem Barsche, Schleien und Hechte.

weitgehende Fehlen von Barschen. Vereinzelt wurden auch Junghechte gefangen.

Die zweite Befischungsstrecke an diesem Standort führte von der Mündung des Grabens in den Graben hinein. Hohe Zahlen von Brutfischen (702 Stk.) wurden im unmittelbaren Mündungsbereich gefangen. Weiter landeinwärts fiel der Wasserstand von ca. 20 cm auf wenige Zentimeter (unter dem Weidengebüsch). Es fand sich dort ein dichter Bestand von

Wasserstern aber keine Fische. Im Graben (abgesehen vom unmittelbaren Mündungsbereich) waren insgesamt wenige Brutfische im Vergleich zum Schilfrand vorhanden.

Im Juli waren die Fangzahlen gegenüber Juni gesunken. An der Schilfkante wurden 255 Brutfische gefangen und es dominierten Rotaugen vor wenigen Barschen. Im Schilfkanal wurden nur 22 Brutfische erbeutet, ebenfalls hauptsächlich Rotaugen. Bei diesen geringen Fangzahlen muss der niedrige Wasserstand zu diesem Termin bedacht werden.

Im August sanken die Fangzahlen generell weiter ab. An der Schilfkante wurden 48 Brutfische gefangen wobei überraschend die Lauben zur dominierenden Art wurden. Im Schilfkanal waren wiederum nur wenige Jungfische zu finden (15 Stk.) wobei Aiteln als strömungsliebende und spät laichende Art auffielen.

**Standort 1:** Auch hier wurde im Juni zunächst die Schilfkante westlich und östlich der Mündung des Grabens in den See befischt (Abb. 3). Die meisten Jungfische (587 Stk.) wurden gleichmäßig über die Befischungsstrecke verteilt, an der Schilfkante gefangen. Es dominierten kleine Rotaugen vor Brachsen und dieses Mal fehlten die Barsche vollständig. Ähnlich wie beim vorangegangenen Standort wurden wieder Junghechte gefangen.

Die nächste Befischungsstrecke führte von der Mündung des Grabens landeinwärts bis nach der ausgeprägten S-Kurve. Der Boden des Grabens war schlammig mit vielen Fadenalgen bedeckt aber ohne Makrophytenbestand. Es wurden nur 2 Junghechte im Mündungsbereich des Grabens gefangen, sonst keine Brutfische.

Im Juli wurden auch an diesem Standort deutlich weniger Fische als im Juni gefangen. An der Schilfkante fanden sich 147 Brutfische. Dominant waren Rotaugen vor Rotfedern und wenigen Barschen. Im Schilfgraben waren die meisten Jungfische wieder im Mündungsbereich konzentriert. Es konnten 296 Stk. mit gleichen Dominanzverhältnissen wie an der Schilfkante gefangen werden. Im August sanken die Fangzahlen neuerlich ab. An der Schilfkante wurden 32 Jungfische gefangen, hauptsächlich Barsche und Rotaugen. Im Schilfgraben, vor allem im Mündungsbereich konnten 40 Jungfische gefangen werden, diesmal etwas mehr Rotaugen als Barsche (Tabelle 2).

Am **Standort 9** waren im Juni an der ersten Befischungsstelle (Schilfkante westlich und östlich der Grabenmündung) ähnlich wie bei den vorangegangenen Standorten hauptsächlich Rotaugen und Brachsen in eher geringen Zahlen (83 Stk.) in den Proben. Allerdings fanden sich enorme Brutfischbestände in den ersten 10 Metern des Schilfgrabens (zweite Probenstelle an diesem Standort). Es wurden die höchsten Brutfischzahlen (2.155 Stk.) für den Junitermin im

See hier gefangen. Wieder dominierten die Rotaugen vor Brachsen und einigen wenigen Rotfedern. Barsche waren neuerlich völlig abwesend. Eine dritte Probenstelle lag in den dem Graben vorgelagerten Teichrosen. Hier wurde ein Bereich mit einem Blocknetz abgesperrt und elektrisch befischt. Nur im ersten Durchgang konnte ein einzelner Barsch, im zweiten Durchgang konnte kein Fisch mehr gefangen werden. Daraufhin wurde auf den dritten Durchgang verzichtet.

Im Juli wurden an diesem Standort an der Schilfkante mittlere Jungfischzahlen (218 Stk.) registriert. Dominant waren Rotaugen vor Rotfedern, Brachsen und wenigen Barschen. Im Schilfkanal wurden wenige Jungfische erbeutet (56 Stk.) mit gleichen Dominanzen.

Im vorgelagerten Teichrosenbestand wurde mit dem Blocknetz gearbeitet. Nur im ersten Durchgang wurden 2 Jungbarsche gefangen, beim zweiten Durchgang wurde ein Nullfang verzeichnet. Daraufhin wurde auf einen dritten Durchgang verzichtet.

Im August konnten nur mehr geringe Fangzahlen erreicht werden. 22 Jungfische an der Schilfkante und 25 Jungfische im Schilfgraben. Es handelte sich fast ausschließlich um Rotaugen. Auffallend war wieder der äußerst geringen Anteil von Barschen (~ 10 %).

Im Teichrosenbestand wurde wieder das Blocknetz eingesetzt. Es konnten aber schon beim ersten Durchgang keine Jungfische erbeutet werden und daher wurde auf weitere Durchgänge verzichtet.

Am **Standort 2** (Abb. 3) wurden wieder mehrere Stellen befischt. Die erste Befischungsstrecke am Schilfrand westlich und östlich der Grabenmündung erbrachte mittlere Brutfischfänge im Juni (324 Stk.). Rotaugen dominierten den Fang vor Brachsen. Barsche fehlten wieder völlig. Wie an den vorhergehenden Standorten wurde auch hier ein Junghecht gefangen. Die zweite Befischungsstrecke führte von der Seeseite in den Graben. Gleich bei der Mündung wurden wieder zwei Hechte (12 und 13 cm) gefangen. Eine größere Zahl von Brutfischen (360 Stk.) wurde im Graben (nicht nur an der Mündung) gefunden. Im Graben dominierten Rotaugen vor Brachsen und hier traten auch frisch geschlüpfte Lauben in Erscheinung. Barsche fehlten wieder völlig (Tabelle 2).

An diesem Standort wurde auch nachts mit einem Schubnetz an der Außenkante des Teichrosenbestandes gefischt. Im Juni wurden hier hohe Brutfischzahlen gefangen (1.394 Stk.) wobei Barsche vor Rotaugen und Brachsen dominierten.

Im Juli wurden an der Schilfkante mittlere Zahlen an Jungfischen gefangen (138 Stk.). Auffallend war die Dominanz von Rotfedern vor Rotaugen, Brachsen und sehr wenigen Barschen. Im Schilfgraben wurden, für den Julitermin, viele Jungfische (317 Stk.) registriert. Am häufigsten waren Rotaugen vor Rotfedern

und Barschen. Mit dem Schubnetz wurden an diesem Standort nachts 159 Jungfische gefangen. An der Außenkante des Teichrosenbestandes waren zu dieser Zeit Lauben dominant, vor Rotaugen und Barschen.

Auch im August wurden an diesem Standort mehr Jungfische im Graben (161 Stk.) als an der Schilfkante (32 Stk.) gefangen. Im Graben waren Rotfedern, Barsche und Rotaugen häufig, an der Schilfkante nur die Rotaugen. Die nächtliche Schubnetzbefischung erbrachte im August 68 Jungfische, wobei, wie im Juli, Lauben dominierten.

### **Standort 3** (westlich von Pragerfischer):

Hier wurden ausschließlich an der Schilfkante gefischt da sich hier kein anschließender Schilfgraben befand. Es wurden im Juni recht hohe Brutfischzahlen gefunden (694 Stk.) Es dominierten wiederum Rotaugen, allerdings waren hier, im Gegensatz zu den vorangegangenen Stellen auch Barsche in höherer Zahl (123 Stk.) vorhanden.

Bei der nächtlichen Befischung mit dem Schubnetz wurden an dieser Stelle im Juni enorm viele Brutfische gefangen (mit 6.157 Stück der höchste Fang bei allen Untersuchungen), wobei Rotaugen vor Barschen und Brachsen dominierten.

Im Juli wurden bei den Elektrobefischungen am Schilfrand nur mehr 75 Jungfische gefangen, fast ausschließlich Rotaugen. Mit dem Schubnetz wurden nachts 188 Jungfische registriert, hauptsächlich Rotaugen, Barsche Lauben und Brachsen.

Im August waren nur mehr 19 Jungfische an der Schilfkante zu finden, wobei Lauben dominierten. Auch im nächtlichen Schubnetzfang dominierten die Lauben sehr stark den Gesamtfang (101 Stk.).

Am **Standort 6** (östlich vom Pragerfischer) war das Schilf in zahlreiche Horste aufgeteilt und es ergab sich eine sehr heterogene Schilfkante, die oft unterbrochen war. Es konnten hier relativ viele Brutfische (743 Stk.) gefangen werden, was die drittstärkste Stelle im Seebereich für den Juni darstellte. Es dominierten wiederum die Rotaugen sehr stark, es gab allerdings auch einige wenige Barsche. Dem Schilf vorgelagert befand sich ein dichter Bestand von *Potamogeton pectinatus*, der 2002 mit dem Blocknetz umschlossen wurde. Im Juni 2010 war dieser Makrophytenbestand nicht mehr zu sehen, trotzdem wurde die Stelle mit dem Netz umschlossen und befischt. Im ersten Durchgang wurde lediglich ein Barsch erbeutet, im zweiten Durchgang ein Nullfang verzeichnet. Daher wurde auf einen dritten Durchgang verzichtet.

Nächtliche Fänge mit dem Schubnetz ergaben für den Juni fast 2.000 Brutfische, fast ausschließlich Barsche.

Im Juli wurden am Schilfrand lediglich 14 Jungfische erbeutet und zwar ausschließlich Rotaugen. Der

Laichkrautbestand war auch zu diesem Termin nicht zu erkennen. Ein Versuch mit dem Blocknetz ergab schon im ersten Durchgang einen Nullfang, daher wurden auf weitere Durchgänge verzichtet. Im nächtlichen Schubnetzfang waren nur 28 Jungfische zu zählen, hauptsächlich Rotaugen und wenige Lauben und Barsche.

Im August waren an der Schilfkante nur 19 Jungfische zu bemerken, bei einer Dominanz der Lauben. Mit dem Blocknetz konnten in jedem der drei Durchgänge 4-5 Jungbarsche gefangen werden. Es zeigte sich aber noch immer kein Laichkraut an dieser Stelle. Ein nächtlicher Schubnetzfang im August erbrachte 136 Jungfische, fast ausschließlich Lauben.

Am **Standort 5** war der Boden schottrig. Im Schilfbestand war ein Aufwuchs von fädigen Grünalgen auffällig, sowie einige Quellmoosbüschel zwischen den Schilfhorsten.

Im Juni wurden an dieser Stelle überhaupt keine Brutfische gefangen. Nächtliche Fänge mit dem Schubnetz brachten im Juni 2.293 Stk. Brutfische zu Tage. In diesem Fang dominierten Brachsen vor Rotaugen und Barsche.

Im Juli wurden am Schilfrand 79 Jungfische gefangen, hauptsächlich Barsche und Rotaugen. Ein nächtlicher Schubnetzfang erbrachte hier im Juli nur 22 Jungfische, fast nur Rotaugen und einige Barsche.

Im August kamen am Schilfrand ausschließlich Barsche (37 Stk.) zum Vorschein. Beim nächtlichen Schubnetzfang dominierten dann aber die Lauben stark (167 Stk.) vor Rotaugen (5 Stk.) und einem einzelnen Barsch.

Am **Standort 4** (Südufer der Seekirchner Bucht) wurde an der Schilfkante von Ost nach West gefischt. Sie endete in einer kleinen Bucht mit Seerosenbestand. Hier ergab sich der zweitstärkste Fang im Juni 2010 mit 919 Stk. Brutfischen. Es dominierten an diesem Standort ausnahmsweise Barsche vor Rotaugen (Tabelle 2). Bei nächtlichen Schubnetzfangen dominierten allerdings im Juni wieder Rotaugen bei mittleren Stückzahlen (686 Stk.).

Im Juli wurden an diesem Standort 182 Jungfische gefangen. Den überwiegenden Anteil nahmen Rotaugen ein, daneben traten vereinzelt Rotfedern, Barsche und Brachsen auf. Ein Schubnetzfang erbrachte in der Nacht an diesem Standort den höchsten Fang aller Schubnetzfangen im Juli (259 Stk.). Es dominierten Rotaugen vor Barschen und Lauben.

Im August dominierten bei den Elektrofängen an der Schilfkante unter Tags die Lauben den spärlichen Gesamtfang (37 Stk.). Nachts wurden mit dem Schubnetz wesentlich mehr Jungfische gefangen (263 Stk.), wobei ebenfalls die Lauben dominierten.

## Fischach

Die weiteren Standorte waren nicht im See selbst gelegen, sondern im Abfluss des Sees, der Fischach bzw. in ihren Nebengewässern.

Zunächst wurde in einem Graben, der von der Fischach mehr oder wenig rechtwinkelig weggeführt, gefischt (**Standort 10a**). In diesem Graben konnte im Juni lediglich ein Hecht gefangen werden. Im Juli fanden sich hier lediglich 7 Barsche und im August 1 Barsch, 2 Rotaugen und, bemerkenswerter Weise, 34 Lauben. Anschließend wurde ein Graben der vom vorigen wieder im fast rechten Winkel abzweigt, und der mehr als 100 Meter parallel zur Fischach verläuft, befischt (**Standort 10**).

Hier wurden im Juni 97 Brutfische gefangen, und zwar deutlich mehr Brachsen als Rotaugen. Im Juli wurden fast ausschließlich Rotaugen (von insgesamt 25 Stk.) gefangen. Im August waren es dann nur 4 Barsche (Tabelle 2).

Am **Standort 7** (Fischach vor Wehr) wurde jeweils am rechten Ufer flussabwärts gefischt und am linken Ufer stromaufwärts. Am Ende der ersten rechtsufrigen Strecke war ein großer Bestand von Laichkraut und Wasserpest!

Es wurden im Juni mittlere Zahlen an Brutfischen rechts, aber nur geringe Mengen am linken Ufer gefangen (383 bzw. 30 Stk.) und es waren hauptsächlich Rotaugen und Brachsen, aber keine Barsche in den Fängen.

Im Juli waren am rechten Ufer wieder deutlich mehr Jungfische zu fangen als am linken Ufer (137 zu 18) wobei an beiden Ufern die Rotfedern dominierten.

Im August wurden am linken Ufer mehr Jungfische gefangen und zwar hauptsächlich Lauben (123 von 128 Stk.). Am linken Ufer dominierten wieder die Rotfedern (16 von insgesamt 30 Jungfischen).

Weiter stromabwärts, gleich nach dem Wehr an der Fischach, wurde der nächste **Standort 12** (altes Kappeller-Bootshaus) gewählt. Hier wurde an beiden Ufern gefischt. Im Juni konnten hier eher geringe Brutfischmengen (51 Stk.) gefangen werden die zu etwa gleichen Teilen aus Barschen und Rotaugen bestanden.

Im Juli waren hier mehr Jungfische zu fangen (205 Stk.) wobei Lauben vor Rotaugen und Barschen dominierten.

Im August waren noch 96 Jungfische im Fang, hauptsächlich Barsche, aber auch Rotfedern und Rotaugen.

Noch weiter stromabwärts, am Zusammenfluss des Umgehungsgerinnes mit der Fischach lag **Standort 13**. Hier wurde ebenfalls an beiden Ufern gefischt. Im Juni wurden hier 71 Brutfische gefangen wobei hier, als auffällige Eigenheit ganz junge Lauben dominierten.

Im Juli traten vornehmlich Rotfedern (10 von insgesamt 15 Jungfischen) im Fang auf.

Im August waren von insgesamt 33 Jungfischen 29 Barsche im Fang.

Der nächste **Standort 8** befand sich weiter stromab in der Fischach und bestand aus einem wiederhergestellten Altarm des Flusses dessen beide Enden an den Fluss angebunden waren. Weiters mündete in den Altarm der Abfluss einer Fischzucht, aus der kühles Wasser zufluss. Am oberen und unteren Ende des Altarmes waren dichte Makrophytenbestände, im Mittelteil nur fädige Grünalgen. Im unteren Mündungsbereich zur Fischach fanden sich im Juni lediglich 3 Brutfische, ausschließlich Rotfedern.

Im Juli waren hier zu fast gleichen Teilen Lauben und Rotaugen (insgesamt 94 Stk.) im Fang.

Im August dominierten die Barsche den spärlichen Fang (16 von insgesamt 20 Stk.).

100 Meter weiter stromabwärts liegt eine recht breite Stelle der Fischach, die als **Standort 14** an beiden Ufern befischt wurde. Im Juni wurden in einigen wenigen Makrophytenhorsten sehr dichte Jungfischschwärme angetroffen (2.825 Stk.). Sehr dominant waren wiederum Rotaugen und Brachsen.

Im Juli wurden hier nur mehr 78 Jungfische gefangen. Der Fang bestand vor allem aus Rotaugen. Im August dominierten dann Lauben vor Barschen und Rotaugen (gesamt 53 Stk.).

Die letzte Befischungsstelle in der Fischach (**Standort 15**) befand sich an der Mündung des Marktbaehes. Hier wurde wiederum an beiden Ufern gefischt. Im Juni konnte nur ein einzelner Brutfisch des Rotauges gefangen werden. Im Juli überhaupt kein Jungfisch und im August nur ein Barsch.

Im zentralen Freiwasser des Wallersees, nahe an der tiefsten Stelle (**Standort 16**) wurde mit einer Ringwade in der Nacht gefischt. Im Juni wurden in 3 Fängen zwischen 430 und 575 Stk. Brutfische gefangen, fast ausschließlich Barsche.

Im Juli ging der Fang auf 25 Jungfische zurück, der hauptsächlich aus Barschen bestand.

Im August wurden dann fast ausschließlich Lauben in den Ringwadenfängen erbeutet (7-21 Stk.).

### 4.3 Langjährige Veränderungen der Brutfischgemeinschaft

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum 119 Proben (2009: 23; 2010: 96) von 0+ Brutfischen analysiert. In ihnen fanden sich 32.886 Individuen (2009: 3.407; 2010: 29.479), die einzeln auf Artniveau bestimmt wurden (Anhang: Tabellen 1 und 2). Fische die aufgrund ihrer Größe älteren Jahresklassen zugeordnet wurden, waren in den Fängen mit einer Gesamtzahl von 1.153 Individuen vertreten.

Bei den Brutfischen war 2009 die am häufigsten gefangene Art der Barsch, gefolgt von Rotaugen, Rotfedern und Brachse (Abbildung 15). Alle anderen Fischarten waren in relativ geringen Anteilen von ca. 1 % oder darunter (Hecht, Zander, Schleie, Kaulbarsch) vorhanden. Die Artenzusammensetzung zeigte deutliche Unterschiede zu gleichartigen Fängen an den Standorten 1, 2, 3 und 4 im Jahr 1997 und 2002. Damals war die weitaus am häufigsten gefangene Brutfischart Brachsen (60 %), gefolgt von Rotaugen (24 %) und Rotfedern (8 %). Barsche traten 1997 mit nur rund 1 % in den Fängen auf. Die Artenzusammensetzung 2009 ähnelte viel stärker jener aus 2002, wo auch Rotaugen und Barsche und dann Lauben, Brachsen und Rotfedern dominierten.

Die Artenzusammensetzung der Brutfische 2010 ähnelte auch jener aus 2002 und 2009, nur waren diesmal Rotaugen stärker dominierend und Barsche deutlich weniger vertreten. Letztere kamen aber noch häufiger vor als Brachsen, Lauben und Rotfedern.

Vergleicht man die Zahlen von Brutfischen an jenen Standorten, die sowohl 1997 als auch 2002, 2009 und 2010 (Standorte 1, 2, 3, 4) im (Juni), Juli und (August) mit gleichem Aufwand (in Bezug auf Befischungstrecken und Befischungintensität) gefangen wurden, ergibt sich folgendes Bild: Im Juni 1997 wurden an diesen vier Standorten gesamt 254 Brutfische gefangen gegenüber rund 3.000 im Jahr 2002 und ebenfalls rund 3.000 im Jahr 2010 (Abbildung 16). Die Mediane der Fanghäufigkeiten an den einzelnen Probenstellen dieser vier Standorte waren signifikant verschieden (Mann-Whitney U-Test.  $p=0,013$ ). Die A-

bundanz im Juni stiegen über die Jahre 1997, 2002 und 2010 signifikant an.

Im Juli wurden an den vergleichbaren Standorten im Jahr 1997 rund 2.000 Jungfische gefangen gegenüber nur rund 1.100 im Jahr 2002, was vor allem auf große Schwärme von Brachsen im Jahr 1997 zurückzuführen war. Im Jahr 2009 wurden aber wieder fast 2.000 Jungfische an diesen vier Standorten gefangen, 2010 waren es wieder knapp über 1.000, ähnlich wie 2002. Es kann von keinem deutlichen Trend in den Abundanz über die Jahre im Juli gesprochen werden. Im August war der rückläufige Trend über die Jahre deutlicher: Wurden 1997 im August noch über 2.000 Jungfische gefangen, waren es 2002 nur mehr knapp über 1.000 und 2010 nur mehr rund 400.

Allerdings war der Unterschied im Juli und August in den Fangzahlen zwischen den Jahren nicht so gravierend wie im Juni, so dass insgesamt (Juni, Juli und August) noch höhere Fänge im Jahr 2002 gegenüber dem Jahr 1997 festgestellt werden konnten (über 5.000 gegenüber rund 4.500). Die Fangzahlen 2010 waren fast gleich mit denen aus 1997 (über 4.000). Die Mediane der Fangzahlen waren für Juli und August nicht signifikant verschieden (Mann-Whitney U-Test,  $p=0,144$  für Juli,  $p=0,067$  für August). Auch die Mediane aus allen Fänge in allen Monaten waren statistisch nicht unterscheidbar (Mann-Whitney U-Test,  $p=0,625$ ).

Bei immer vergleichbaren Fängen im Freiwasser in der zweiten Junihälfte mit Schubnetz oder Ringwade zwischen 1989 bis 2010 zeigt sich ein deutlich ansteigender Trend in den Dichten der Barschbrut (Abbildung 17). Zwar wurde im Jahr 2010 ein Einbruch in der Reihe bemerkt, trotzdem blieb der generelle Trend bestehen. Dass es sich 2010 um einen einmaligen Einbruch in den Barschdichten handelt legen die hohen Fangzahlen der Barsche am Ufer im Jahr 2009 nahe. Der ansteigende Trend in den Barschdichten korreliert negativ mit den im See gemessenen Phosphorkonzentrationen und somit indirekt mit der Produktivität und Trophie des Sees.

## 5. Diskussion

Die wichtigsten Trends bei den Untersuchungen des Brutfischaufkommens zwischen 1997 und 2010 bestehen einerseits aus einer deutlichen Verschiebung im Artenspektrum und zweitens bei eher gleich bleibenden bis leicht steigenden Fangzahlen. Die Veränderungen im Artenspektrum des Jungfischbestandes von einer Dominanz von Brachsen (1997) zu einer Dominanz von Rotaugen und Barschen (2002, 2009 und 2010) war nach den gängigen Theorien zu erwarten. Betrachtet man Seen entlang eines Produktivitätsgradienten so wird nach COLBY et al. (1972) und

PERSSON (1991) die Dominanz von Salmoniden in wenig produktiven Systemen vorhergesagt. Bei steigender Produktivität (die durch Trophie und Nährstoffkonzentrationen bestimmt werden kann) muss mit einer Veränderung der Dominanz hin zu Perciden und in weiterer Folge zu Cypriniden erwartet werden.

Bei einer Reoligotrophierung, wie sie am Wallersee in den letzten Jahrzehnten zu beobachten war, muss mit einer umgekehrten Dominanzverschiebung, in diesem Fall von Cypriniden zu Perciden gerechnet werden.

Eine Zunahme der Barsche ist im Freiwasser, wie gezeigt, bei den Brutfischen über die letzten 20 Jahre eindeutig zu verzeichnen. Auch die Zunahme der Jungbarsche am Ufer von 1997 bis 2009 konnte eindeutig belegt werden. Zusätzlich belegen die Berichte der Fischerei die Zunahme der Barsche am Wallersee (C. KAPPELLER, mündl. Mitteilung).

Zwar sind die 2002 und 2010 dominierenden Rotaugen wie auch die 1997 dominierenden Brachsen beide den Cypriniden zuzurechnen, aber die Dominanz von Brachsen wird im Allgemeinen mit stark eutrophen Systemen verknüpft (PERSSON 1991). Daher kann auch schon die Verschiebung von Brachsendominanz zu Rotaugendominanz, mit gleichzeitiger Zunahme der Barsche, gut in das oben geschilderte, generelle Muster eingeordnet werden.

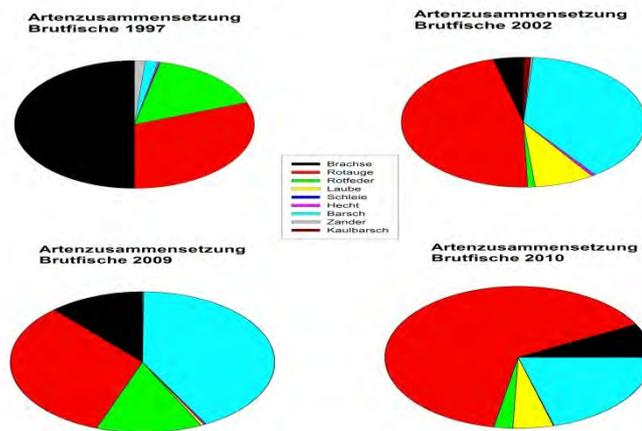


Abbildung 15: Artenszusammensetzung der Brutfischfänge von 1997 (links oben), 2002 (rechts oben), 2009 (links unten) und 2010 (rechts unten).

Der Einbruch der Barsche im Jahr 2010 scheint eher ein einmaliges Ereignis gewesen zu sein, das höchstwahrscheinlich mit der extrem kühlen Witterung im Frühjahr in Zusammenhang stehen dürfte. Wegen der immer wieder auftretenden Kälteeinbrüche war die Zooplanktonentwicklung möglicherweise verzögert, so dass die frisch geschlüpfte Barschbrut im April und Mai schlechte Nahrungsbedingungen vorfand. Dies wird in der Literatur als „mismatch“, also fehlendes Zusammenfallen von Plankton- und Jungfischentwicklung, bezeichnet (CHAMBERS & TRIPPEL 1997), was nicht selten vorkommt. Jedenfalls kann durch den einmaligen schlechten Barschjahrgang nicht auf eine Trendumkehr, von Cyprinidendominanz hin zu Percidendominanz, gesprochen werden. In dieser Hinsicht waren die einmaligen Untersuchungen im Juli 2009 von großer Wichtigkeit. Sie zeigten einen großen Barschanteil (Abbildung 15) mit dem höchsten Prozentanteil der Barsche seit 1997. Diese belegen den beschriebenen Trend von der Dominanz der Cypriniden (1997: Brachsen; 2002: Rotaugen) hin zur Dominanz von Barschen (2009).

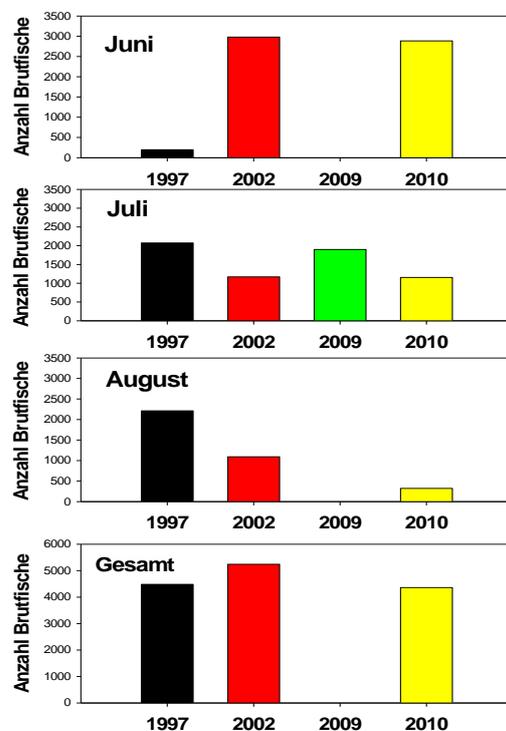


Abbildung 16: Gegenüberstellung der Gesamtzahl gefangener Brutfische an vergleichbaren Standorten (1, 2, 3, 4) für die einzelnen Monate und für den gesamten Untersuchungszeitraum für 1997-2010.

Der geringe Brutfischjahrgang 2010 bei den Barschen könnte natürlich auch mit einem generellen Bestandsrückgang bei den adulten Barschen in Zusammenhang stehen. Hier muss die Befischung der Barschpopulation und eine eventuelle Überfischung in Betracht gezogen werden. Nach Rücksprache mit Anglern und mit dem Berufsfischer am Wallersee (C. KAPPELLER) ist zwar der Befischungsdruck auf die Barsche in den letzten Jahren als hoch einzuschätzen, jedoch können keine Anzeichen eines dramatischen Bestandsrückganges beobachtet werden. Auch die guten Brutfischfänge 2009 sprechen gegen dieses Szenario und es muss von einem einmaligen Einbruch des Brutfischjahrganges der Barsche 2010 in Zusammenhang mit Witterungsbedingungen ausgegangen werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die langjährigen Bemühungen zur Seesanierung im Hinblick auf die Nährstoffgehalte sich nun auch auf die Fischgemeinschaft auswirken. Dies lässt sich in erster Linie aus einer seit 1997 geänderten Artenzusammensetzung der dominierenden Brutfischarten ablesen.

Generell muss bei fallenden Nährstoffkonzentrationen und verringerter Produktivität (Reoligotrophierung) auch mit einem Rückgang der Fischproduktion gerechnet werden (WANZENBÖCK 2001). Dies zeigt sich auch am Wallersee, wo die Fischausfänge mit der Eutrophierung des Sees anstiegen und seit dem Nährstoffrückgang wieder gesunken sind (GASSNER, unpublizierte Daten). Der Rückgang der Fischdichten sollte eigentlich auch einen Rückgang der Brutfischdichten wegen der verringerten Eiproduktion bewirken und damit eher sinkende Trends bei den Brutfischzahlen hervorrufen. Trotzdem wurden in unseren Untersuchungen über die Jahre eher steigende Trends (Brutfischdichten im Freiwasser bei Ringwadenbefischungen, Abbildung 17) bzw. gleich bleibende Trends (Elektrobefischungen am Ufer, Gesamtfang, Abbildung 16) verzeichnet.

Die Schwankungen in einzelnen Untersuchungsmonaten müssen als wenig bedeutsam eingestuft werden. Generell sollte eine Abnahme der Brutfischzahlen vom Juni zum Juli und August erwartet werden, wie es 2010 und 2002 (Abbildung 16) auftrat. Das abweichende Muster im Jahr 1997 mit äußerst niedrigen Zahlen im Juni und eher steigenden Zahlen im Juli und August muss als außergewöhnlich angesehen werden. Dies könnte mit der Dominanz der Brachsen in diesem Jahr in Zusammenhang stehen deren Brut oft etwas weiter weg vom Ufer im tieferen Wasser steht (RHEINBERGER et al., 1987).

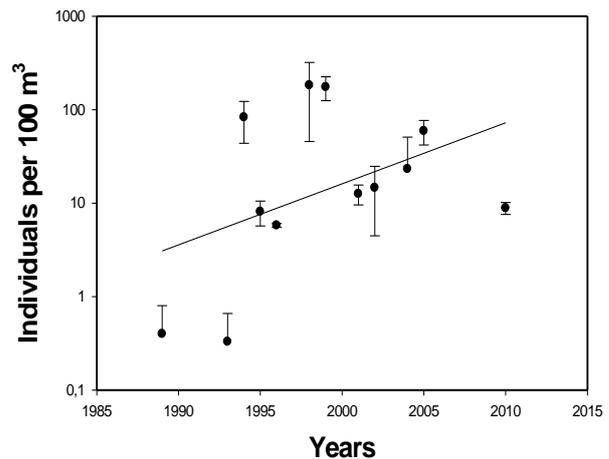


Abbildung 17: Brutfischdichten von Barschen im Freiwasser des Wallersees während der letzten 11 Jahre. Zu beachten: Logarithmische Achse der Brutfischdichten in Individuen pro 100 m<sup>3</sup>.

Eventuell können hier auch die Wasserstandsverhältnisse im Frühjahr eine Rolle spielen. Zusammenfassend sollte festgehalten werden, dass die Monatschwankungen für die Einschätzung der Brut- und Jungfischdichten eher außer Acht gelassen werden sollten und nur über den jährlichen Gesamtfang aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden. Hier ist von einem über die Jahre gleich bleibenden Trend in den Brutfischfängen auszugehen.

Dieser gleich bleibende Trend (Uferfänge) bzw. steigende Trend (Freiwasserfänge) bestand trotz der sinkenden Nährstoffkonzentrationen und sinkender Produktivität des Sees. Daher kommen vor allem Verbesserungen in der Qualität und Quantität der Brutfischhabitate für eine Erklärung dieser Muster in Frage. Hier kommt der Seespiegelanhebung am Wallersee eine entscheidende Bedeutung zu. Sie führte zu einer definitiven Verbesserung des Ökoton Seeufer wie es bei JÄGER (2015) ausführlich beschrieben wird und hier nicht wiederholt werden muss. Diese Veränderungen führten zu qualitativen Verbesserungen der Brutfischhabitate (mehr Strukturen durch Wasserschliff und Makrophyten) und der Arealausdehnung dieser Habitate (große flächenmäßige Ausweitung der Wasserschliffbestände und der Makrophytenbestände). Nur mit dieser Erklärung können die bestehenden Muster in den Brutfischfängen verstanden werden.

## 6. Literatur

- CHAMBERS R. C., TRIPPEL E. A. (eds.) (1997): Early life history and recruitment in fish Populations. - Chapman & Hall, London, 1-596
- COLBY P. J., SPANGLER G. R., HURLEY D. A., MCCOMBIE A. M. (1972): Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. - J. Fish. Res. Bd. Can., 29: 975-983
- JÄGER P. (1974): Limnologische Untersuchungen im Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenpopulation. - Diss. Univ. Graz, 1-95
- JÄGER P., PALL K., DUMFARTH E. (2002): Zur Methodik der Makrophytenkartierung in großen Seen. - Österr. Fischerei, 55: 230-238
- JÄGER P. (2015): Ökoton Seeufer. Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 383-415
- JÄGER P., FINSTER M. (2015): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee 2009 und vergleichende Diskussion der Ergebnisse 1982-1983/1995/2001/2009. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 211-234
- JÄGER P., DUMFARTH E., HEBERLING O. (2011): Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 321-382
- LYONS J. (1987): Distribution, abundance and mortality of small littoral-zone fishes in Sparkling Lake, Wisconsin. - Env. Biol. Fish., 18: 93-107
- MATENA J. (1995): Ichthyoplankton and 0+ pelagic fish in Rimov Reservoir (Southern Bohemia). - Folia Zool., 44: 31-43
- MÜHLBERG A. (2001): Analyse der Struktur und Funktion von submersen Makrophyten als Habitat für Fische an ausgewählten Standorten am Wallersee. -Diplomarbeit, Univ. Wien, 1 - 148
- PERSSON L. (1991): Interspecific Interactions - In: WINFIELD, I.J. & J.S. NELSON (eds.): Cyprinid Fishes. - Chapman & Hall, London, 530 - 552
- PROBST W. N., STOLL S., PETERS L., FISCHER, P., ECKMANN, R. (2009): Lake water level increase during spring affects the breeding success of bream *Abramis brama* (L.). - Hydrobiologia, 632: 211-224
- RHEINBERGER V., HOFER R., WIESER W. (1987): Growth and habitat separation in eight cohorts of three species of cyprinids in a subalpine lake. - Env. Biol. Fish., 18: 209-217
- TISCHLER G., GASSNER H. & WANZENBÖCK J. (2000): Sampling characteristics of two methods for capturing age-0 fish in pelagic lake habitats. - J. Fish. Biol., 57: 1474-1487
- VENTLING-SCHWANK A., MÜLLER R. (1991): Survival of coregonid (*Coregonus* sp.) eggs in Lake Sempach, Switzerland. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2451-2454
- WANZENBÖCK J. (2001): Fische - in: DOKULIL M., A. HAMM, KOHL J.-G. (Eds.): Ökologie und Schutz von Seen. - Facultas Verlag, Wien, 183-196
- WANZENBÖCK J., JÄGER P. (2003): Untersuchung des Jungfischauftommens am Wallersee im Sommer 2002. - Unpubl. Bericht im Auftrag Land Salzburg - Gewässerschutz
- WANZENBÖCK J., MATENA J., KUBECKA J. (1997): Comparison of two methods to quantify pelagic early life stages of fish. - Arch. Hydrobiol., Spec. Issues Advanc. Limnol., 49: 117-124
- WERNER E. E., GILLIAM J.F. (1984): The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. - Ann. Rev. Ecol. Syst., 15: 393-425
- ZALEWSKI M., BREWINSKA-ZARAS B., FRANKIEWICZ P. (1990): Fry communities as a biomanipulating tool in a temperate lowland reservoir. - Arch. Hydrobiol., 33: 763-774

### Zitiervorschlag:

WANZENBÖCK J., JÄGER P. (2015): Veränderung des Brutfischauftommens im Wallersee durch Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung. Untersuchungsperiode 1997-2010. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 235-258 (2015)

### Anschrift der Verfasser:

Hofrat Dr. phil. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, Österreich, [paul.jaeger@sbg.at](mailto:paul.jaeger@sbg.at)  
Univ.-Doz. Dr. Josef WANZENBÖCK, Technisches Büro für Biologie (Limnologie), Bachweg 7, 5310 Mondsee, Österreich

Weitere Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter:

Dr. Sabine WANZENBÖCK, Dr. Michael SCHAUER, Mag. Stefan MAYR, Thomas FRIEDRICH, Sylvia WANZENBÖCK

## 7. Anhang

Tabelle 1: Brutfischfänge 2009

See	Datum	Standort	Methode	Probenstelle	Brachse	Rotauge	Rotfeder	Laube	Schleie	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Sonnenbarsch	Summe 0+
Wallersee	30.07.2009	11	Efi	Schilfrand	30	114	174	7		2	119				446
Wallersee	30.07.2009	11	Efi	Graben von Seeseite	3		17			1					21
Wallersee	30.07.2009	1	Efi	Schilfrand	17	98	100	2		1	33				251
Wallersee	30.07.2009	1	Efi	Graben von Seeseite	3	29	2			3	82				119
Wallersee	30.07.2009	9	Efi	Schilfrand	20	78	19	4		2	38				161
Wallersee	30.07.2009	9	Efi	Graben von Seeseite	4	5	1				20				30
Wallersee	30.07.2009	2	Efi	Schilfrand	118	345	70	4		2	27		1	1	568
Wallersee	30.07.2009	2	Efi	Graben von Seeseite	37	121	116			1	128			1	404
Wallersee	30.07.2009	3	Efi	Schilfrand		1					42				43
Wallersee	30.07.2009	6	Efi	Schilfrand	1	21					29				51
Wallersee	30.07.2009	5	Efi	Schilfrand							246				246
Wallersee	30.07.2009	4	Efi	Schilfrand	47	321	8	3			136		1		516
Fischach	03.08.2009	7	Efi	Fischach vor Wehr rechtsufrig			5				65				70
Fischach	03.08.2009	7	Efi	Fischach vor Wehr linksufrig			5				32				37
Fischach	03.08.2009	10a	Efi	Verbindungsgraben zu Fischach	33		108				1				142
Fischach	03.08.2009	10	Efi	Parallelgraben							4				4
Fischach	29.09.2009	8	Efi	Altarm Fischach					7	5	6				18
Fischach	29.09.2009	8a	Efi	unterhalb Altarm		2			5	1	34				42
Wallersee	03.08.2009	9	De-Lury 1 v 3	Teichrosenbestand	97	70					219				386
Wallersee	03.08.2009	9	De-Lury 2 v 3	Teichrosenbestand	4	4					137				145
Wallersee	03.08.2009	9	De-Lury 3 v 3	Teichrosenbestand	9	2					165				176
					Brachse	Rotauge	Rotfeder	Laube	Schleie	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Sonnenbarsch	
Summe					423	1.211	625	20	12	18	1.563		2	2	3.876
Prozent					10,91	31,24	16,12	0,52	0,31	0,46	40,33		0,05	0,05	100,00



Tabelle 2: Brutfischfänge 2010, Fortsetzung 1

See	Datum	Standort	Methode	Probenstelle	Brachse	Rotauge	Rotfeder	Aitel	Laube	Schleie	Hasel	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Aalrutte	Sonnenbarsch	Summe 0+
Wallersee	29.06.2010	6	De-Lury 1 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Wallersee	29.06.2010	6	De-Lury 2 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wallersee	29.06.2010	6	De-Lury 3 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>														
Wallersee	23.06.2010		Schubnetz	Seekirchner Bucht Nord	16	77	5	0	0	0	0	0	1.290	0	0	6	0	1.394
Wallersee	23.06.2010		Schubnetz	Prager Fischer	20	5429	4	0	0	0	0	0	704	0	0	0	0	6.157
Wallersee	23.06.2010		Schubnetz	Nach Pragerfischer bei Sto 6	15	1.121	0	0	1	0	0	0	825	0	0	0	0	1.962
Wallersee	23.06.2010		Schubnetz	Bei Sto 5	1.179	1.031	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	2.293
Wallersee	23.06.2010		Schubnetz	Seekirchner Bucht Süd	19	581	0	0	4	0	0	0	76	3	0	3	0	686
Wallersee	22.07.2010	11	Efi	Schilfrand	9	224	9	0	0	0	0	0	12	1	0	0	0	255
Wallersee	22.07.2010	11	Efi	Graben von Seeseite	0	15	3	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	22
Wallersee	22.07.2010	1	Efi	Schilfrand	0	91	46	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	147
Wallersee	22.07.2010	1	Efi	Graben von Seeseite	0	232	30	0	0	0	0	2	32	0	0	0	0	296
Wallersee	22.07.2010	9	Efi	Schilfrand	14	169	26	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	218
Wallersee	22.07.2010	9	nicht befischt	Graben von Seeseite	1	28	20	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	56
Wallersee	22.07.2010	2	Efi	Schilfrand	14	50	65	0	4	0	0	0	5	0	0	0	0	138
Wallersee	22.07.2010	2	Efi	Graben von Seeseite	3	209	91	0	0	0	0	1	13	0	0	0	0	317
Wallersee	22.07.2010	3	Efi	Schilfrand	1	71	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	75
50Wallersee	22.07.2010	6	Efi	Schilfrand	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
Wallersee	22.07.2010	5	Efi	Schilfrand	0	26	1	0	0	0	0	0	52	0	0	0	0	79
Wallersee	22.07.2010	4	Efi	Schilfrand	11	133	23	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	182
Fischach	22.07.2010	7	Efi	Fischach vor Wehr rechtsufrig	0	5	114	0	8	0	0	1	8	0	0	0	1	137
Fischach	22.07.2010	7	Efi	Fischach vor Wehr linksufrig	0	2	14	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	18
Fischach	23.07.2010	10a	Efi	Verbindungsgraben zu Fischach	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	7
Fischach	23.07.2010	10	Efi	Parallelgraben	0	24	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	25
Fischach	23.07.2010	12	Efi	Altes Kapeller Bootshaus	0	59	10	5	104	0	0	2	25	0	0	0	0	205
Fischach	23.07.2010	13	Efi	Vereinigung Umgehungsgerinne	0	2	10	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	15
Fischach	23.07.2010	8	Efi	Altarm Fischach	0	44	1	0	48	0	0	0	1	0	0	0	0	94

Tabelle 2: Brutfischfänge 2010, Fortsetzung 2

See	Datum	Standort	Methode	Probenstelle	Brachse	Rotauge	Rotfeder	Aitel	Laube	Schleie	Hasel	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Aalrutte	Sonnenbarsch	Summe 0+
Fischach	23.07.2010	14	Efi	Breite Stelle	1	61	10	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	78
Fischach	23.07.2010	15		Marktbachmündung	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wallersee	23.07.2010	9	De-Lury 1 v 3	Teichrosenbestand	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Wallersee	23.07.2010	9	De-Lury 2 v 3	Teichrosenbestand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
65Wallersee	23.07.2010	9	De-Lury 3 v 3	Teichrosenbestand														
Wallersee	23.07.2010	6	De-Lury 1 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wallersee	23.07.2010	6	De-Lury 2 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>														
Wallersee	23.07.2010	6	De-Lury 3 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>														
Wallersee	20.07.2010	Pelagial	Ringwade	Fang 1 von 3	0	2	0	0	4	0	0	0	19	0	0	0	0	25
Wallersee	20.07.2010	Pelagial	Ringwade	Fang 2 von 3														
Wallersee	20.07.2010	Pelagial	Ringwade	Fang 3 von 3														
Wallersee	19.07.2010		Schubnetz	Seekirchner Bucht Nord	2	49	2	0	93	0	0	0	12	0	0	1	0	159
Wallersee	19.07.2010		Schubnetz	Prager Fischer	13	79	4	0	33	0	0	0	57	0	2	0	0	188
Wallersee	19.07.2010		Schubnetz	Nach Pragerfischer bei Sto 6	1	17	2	0	4	0	0	0	4	0	0	0	0	28
Wallersee	19.07.2010		Schubnetz	Bei Sto 5	0	15	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	22
Wallersee	19.07.2010		Schubnetz	Seekirchner Bucht Süd	0	115	3	0	47	0	0	0	94	0	0	0	0	259
Wallersee	19.08.2010	11	Efi	Schilfrand	0	10	3	7	18	0	0	0	10	0	0	0	0	48
Wallersee	19.08.2010	11	Efi	Graben von Seeseite	1	0	4	8	0	0	0	0	2	0	0	0	0	15
Wallersee	19.08.2010	1	Efi	Schilfrand	0	11	1	0	3	0	0	0	17	0	0	0	0	32
Wallersee	19.08.2010	1	Efi	Graben von Seeseite	0	24	0	2	4	0	0	0	10	0	0	0	0	40
Wallersee	19.08.2010	9	Efi	Schilfrand	0	19	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	22
Wallersee	19.08.2010	9	Efi	Graben von Seeseite	0	20	2	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	25
Wallersee	19.08.2010	2	Efi	Schilfrand	0	19	3	4	2	0	0	0	3	0	1	0	0	32

Tabelle 2: Brutfischfänge 2010, Fortsetzung 3

See	Datum	Standort	Methode	Probenstelle	Brachse	Rotauge	Rotfeder	Aitel	Laube	Schleie	Hasel	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Aalrutte	Sonnenbarsch	Summe 0+
Wallersee	19.08.2010	2	Efi	Graben von Seeseite	0	40	64	1	0	0	0	1	55	0	0	0	0	161
Wallersee	19.08.2010	3	Efi	Schilfrand	0	7	1	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	19
Wallersee	19.08.2010	6	Efi	Schilfrand	0	4	0	0	11	0	0	0	3	0	0	0	0	18
Wallersee	19.08.2010	5	Efi	Schilfrand	0	0	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0	0	37
Wallersee	19.08.2010	4	Efi	Schilfrand	0	4	5	9	16	0	0	0	3	0	0	0	0	37
Fischach	19.08.2010	7	Efi	Fischach vor Wehr rechtsufrig	0	4	16	0	3	0	0	1	6	0	0	0	0	30
Fischach	19.08.2010	7	Efi	Fischach vor Wehr linksufrig	0	1	2	0	123	0	0	0	2	0	0	0	0	128
Fischach	19.08.2010	10a	Efi	Verbindungsgraben zu Fischach	0	2	0	0	34	0	0	0	1	0	0	0	0	37
Fischach	19.08.2010	10	Efi	Parallelgraben	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4
Fischach	20.08.2010	12	Efi	Altes Kapeller Bootshaus	0	1	14	29	4	5	0	0	43	0	0	0	0	96
Fischach	20.08.2010	13	Efi	Vereinigung Umgehungsgerinne	1	0	3	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	33
Fischach	20.08.2010	8	Efi	Altarm Fischach	0	0	3	0	1	0	0	0	16	0	0	0	0	20
Fischach	20.08.2010	14	Efi	Breite Stelle	0	11	1	0	29	0	0	0	12	0	0	0	0	53
Fischach	20.08.2010	15		Marktbachmündung	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Wallersee	20.08.2010	9	De-Lury 1 v 3	Teichrosenbestand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wallersee	20.08.2010	9	De-Lury 2 v 3	Teichrosenbestand														
Wallersee	20.08.2010	9	De-Lury 3 v 3	Teichrosenbestand														
Wallersee	20.08.2010	6	De-Lury 1 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4
Wallersee	20.08.2010	6	De-Lury 2 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5
Wallersee	20.08.2010	6	De-Lury 3 v 3	<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	5	0	0	0	0	6
Wallersee	17.08.2010	Pelagial	Ringwade	Fang 1 von 3	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	7
Wallersee	17.08.2010	Pelagial	Ringwade	Fang 2 von 3	0	1	0	0	19	0	0	0	1	0	0	0	0	21
Wallersee	17.08.2010	Pelagial	Ringwade	Fang 3 von 3	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	11

Tabelle 2: Brutfischfänge 2010, Fortsetzung 4

See	Datum	Standort	Methode	Probenstelle	Brachse	Rotauge	Rotfeder	Aitel	Laube	Schleie	Hasel	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Aalrutte	Sonnenbarsch	Summe 0+
Wallersee	16.08.2010		Schubnetz	Seekirchner Bucht Nord	1	14	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	68
Wallersee	16.08.2010		Schubnetz	Prager Fischer	0	3	1	0	94	0	0	0	3	0	0	0	0	101
Wallersee	16.08.2010		Schubnetz	Nach Pragerfischer bei Sto 6	0	0	1	0	135	0	0	0	0	0	0	0	0	136
Wallersee	16.08.2010		Schubnetz	Bei Sto 5	0	5	0	0	167	0	0	0	1	0	0	0	0	173
Wallersee	16.08.2010		Schubnetz	Seekirchner Bucht Süd	0	10	0	1	251	1	0	0	0	0	0	0	0	263
Summe Arten					2.272	18.918	672	67	1.445	6	0	22	6.058	5	3	10	1	29.479
Prozent					Brachse	Rotauge	Rotfeder	Aitel	Laube	Schleie	Hasel	Hecht	Barsch	Zander	Kaulbarsch	Aalrutte	Sonnenbarsch	Summe 0+
					7,71	64,17	2,28	0,23	4,9	0,02	0	0,07	20,55	0,02	0,01	0,03	0	100

Reprint aus: NaturLand Salzburg, 10. Jg, 2/2003: 35-38

## Das meinen die Fische zur Wallersee-Sanierung

Paul JÄGER & Josef WANZENBÖCK

Die Auswirkungen der Güteverbesserung und der Seespiegelanhebung 1999 auf den Fischbestand des Wallersees sind messbar: Doppelt so viel Lebensraum bietet heute der Wallersee für seine Fische. Hechte und Barsche gedeihen wieder, die problematische Dominanz geschwächter Brachsen ist gebrochen. Und auch die Fischach ist wieder eine echte „Fisch-Ache“. Wasser-Landesrat Dr. Othmar Raus präsentierte die erfreuliche Bilanz, die von Univ. Doz. Dr.

### Das 15-Punkte-Programm wirkt

Die Bemühungen der Politik, der Wasserrechtsbehörde und der Anrainergemeinden um die Sanierung des Wallersees zeigte in den letzten Jahren deutliche positive Auswirkungen. Dank der vielen Anstrengungen im Bereich der Abwasserkanalisation, und Dank der Düngedisziplin in der Landwirtschaft, insbesondere mit der Einhaltung der Düngeverord-

### Hochwasserschutz - Projekt Seekirchen

Nachdem der Wallersee 1883 zur Landgewinnung und zur Erleichterung der Torfgewinnung in den Randmooren des Sees um vier Fuß abgesenkt wurde, kam es 1959 und 1970 zu zwei weiteren Absenkungen des Seespiegels um insgesamt einen halben Meter um Bauland im Seemoos zu gewinnen. Die Absenkung des Sees erfolgte durch Begradigung und Tieferlegung des Seeabflusses, der Fischach.

Die Folge dieser Absenkungen am See war, dass die ausgedehnten Flachuferbereiche des Sees trockengelegt wurden. Das ehemals vorhandene Gleichgewicht der Seeufer mit der Wellendynamik des Sees war drastisch gestört und die Wellenenergie des Sees löste die bestehenden Ufer auf, um ein neues Gleichgewicht einzustellen.

### Seespiegelanhebung Wallersee - Zurück zu alten Ufern

Mit dem Hochwasserschutzprojekt Seekirchen konnte der Seespiegel wieder um 40 bis 50 cm angehoben werden und auf diese Weise wurde die bereits weit fortgeschrittene Auflösung der Schilfuferbereiche wieder gestoppt. Schilf, Binsen, Seerosenbestände und die Laichkräuter können sich nun in dem Maße neu entwickeln, wie es in der Zeit vor den beiden kleineren Seespiegelabsenkungen gewesen war. Diese

Josef Wanzenböck vom Limnologischen Institut der Akademie der Wissenschaften untermauert wurde.

„Das Beispiel Wallersee zeigt auch, dass man mit einer ökologisch orientierten Planung auch große Gewässersysteme ökologisch wesentlich stärken kann - ohne gravierende Einschränkungen für die Nutzung durch den Menschen. Allerdings dauert es Jahre, bis der ursprüngliche Zustand wieder hergestellt ist“, so Landesrat Raus.

nung, erreichte der Wallersee Mitte der 1990er Jahre eine wesentliche Verbesserung seines Nährstoffzustandes. Der Wallersee hat sich vom einst eutrophen Alpenvorlandsee wieder in den mäßig nährstoffbelasteten Bereich zurückentwickelt hat, einem Bereich der seiner natürlichen Situation weitgehend entspricht.

Viele Seezuflüsse waren bereits reguliert, die Fischach wurde durch die Maßnahmen seichter, Mäander wurden abgeschnitten, Ufer begradigt. Der natürliche Charakter vieler Seezuflüsse und des Abflusses gingen damit weitgehend verloren.

Mit der Fertigstellung des Hochwasserschutzprojektes Seekirchen ist auch die Fischach für die Seekirchner wieder ein zentraler Freizeit- und Erholungsraum geworden. Die Erhaltung der Schiffbarkeit der Fischach bringt auch den Wallersee wieder in die Stadt am Seemoos und die Gemeindevertreter der Mitgliedsgemeinden des Wasserverbandes Wallersee können zu ihren Verbandsbesprechungen mit dem Boot anreisen.

Wiederanhebung des Seespiegels bewirkte, dass der Mittelwasserstand des Sees, welcher 40 Jahre abgesenkt war, wieder auf die Höhe von 506,0 m angehoben werden konnte.

Wesentlicher Teil des Hochwasserschutzprojektes waren Renaturierungsmaßnahmen an verschiedenen Seenzubringern wie am Wallerbach, am Eisbach, und an vielen kleineren Bächen.

## **Die Fischach wird wieder eine „Fischache“**

Die Ertüchtigung der Hochwasserabfuhr in der Fischach bot die historische Gelegenheit, den Seeabfluss bis Seekirchen auch ökologisch neu zu gestalten. Wesentlich größere Flussbreiten, größere Wassertiefe, die Anlage neuer Wasserflächen, die Aktivierung abgestochener Altarme, eine strukturreiche neue Ufergestaltung, Bepflanzungsmaßnahmen u. a. gestal-

teten die Fischach wieder in den Gewässertyp um, welchen sie in früheren Jahren repräsentierte, einen sommerwarmen Seeausrinn mit reichen Pflanzenbeständen und hoher Strukturvielfalt, welcher einen idealen Lebensraum für einen reichhaltigen Fischartenbestand darstellt.

## **Fisch - Lebensraum Wasserschilf verdoppelt - Neue Kinderstuben für die Wallerseeefische**

Die Wasserschilfflächen eines Sees sind für viele Fischarten lebensnotwendige Gelegeflächen und für die Jungfische ein wesentlicher Lebensraum. Besonders wichtig sind die Schilf- und Binsenbestände mit mehr als 50 cm Wassertiefe. Dieser Bereich des Wasserschilfs wurde durch die Seespiegelanhebung 1999

um das Doppelte vergrößert. Rund sechs Hektar dieser produktiven Wasserschilfflächen und rund 1,5 Hektar an Binsenstandorten stehen nunmehr als Struktur- und Deckungsgeber für den Fischlebensraum am Ufer des Wassersees zur Verfügung.

## **Hechte und Barsche erobern wieder den Wallersee**

Christl Kapeller, Obmann der Fischerinnung Wallersee berichtet, dass mit der Verbesserung der Wasserqualität des Sees eine deutliche Veränderung in der Fischpopulation des Sees zu beobachten ist. In der Zeit der starken Planktonblüten mit geringen Sichttiefen und Sauerstoffschwund im Tiefenwasser war der Wallersee als typischer Zander- und Brachsensee zu bezeichnen. Immer wieder beobachtete Massensterben von geschwächten Brachsen waren Anzeichen für eine schlechte Wasserqualität. Diese Fische wurden durch den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser aus ihrem angestammten Lebensraum verdrängt. Sie mussten in die wärmeren oberflächlichen Schichten des Sees aufsteigen, wo sie an akutem Nahrungsman-

gel litten und, von Parasiten befallen, zusätzlich geschwächt wurden.

Auf Grund der Reduktion des Nährstoffeintrages in den See wird nunmehr deutlich weniger Plankton produziert, die Sauerstoffzehrung in der Tiefe des Sees ist wesentlich geringer, den Fischen wird wieder wesentlich mehr Lebensraum geboten. Als Folge davon kann sich wieder eine starke Hechtpopulation entwickeln, große Barsche werden zur Freude der Sportfischer wieder regelmäßig gefangen und die Brachsen wurden zahlenmäßig wieder weniger, dafür werden die einzelnen Tiere wesentlich größer, Exemplare von zwei Kilo Gewicht sind keine Seltenheit mehr beim Fang.

## **Die Seezubringer erhalten wieder ihre ökologische Funktionsfähigkeit**

Mit dem Hochwasserschutzprojekt Seekirchen wurden auch verschiedene größere und kleinere Bachmündungen in den See restrukturiert. Als besonderes gelungenes Beispiel ist die Renaturierung der Regulierungsstrecke des Eisbaches vom Bahndurchlass in Weng bis in den See zu bezeichnen. Dem Eisbach wurden wieder Platz und Fläche für die Entwicklung seines Laufes gegeben, die Sohl- und Ufersicherung

wurde mit naturnahen Methoden insbesondere mit Bepflanzung erreicht. Bereits während der Baumaßnahme wurde dieser Bach auch von verschiedenen Fischen des Sees als neuer Lebensraum angenommen. Die kalten Zuflüsse des Sees mit ihrer kiesig-schottrigen Sohle sind insbesondere für die Seeforellen, die Lauben und den Hasel aber auch für die Aalrutte wichtige Laichgewässer und Lebensräume.

## **Aale – Altlasten einer problematischen Besatzempfehlung**

Um die Mitte des letzten Jahrhunderts wurde von den Fischereifachleuten oftmals der Aalbesatz in unseren Seen empfohlen. Man wusste damals noch nicht, dass die Aale, wenn sie nicht gefangen werden, oft Jahrzehnte in den Seen bleiben bevor sie abwandern. Aale zählen zu den größten Laich- und Jungfischräubern in unseren Gewässern, sie kommen natürlich nicht vor.

Der Aal wird seit vielen Jahren nicht mehr besetzt, die Fischerei unternimmt viele Aktivitäten zum gezielten Ausfang, sodass der Aalbestand im Wallersee im Lauf der Zeit deutlich gesenkt werden konnte. Die Fischuntersuchungen der letzten Jahre zeigten, dass gerade dort, wo viele Jungfische gefangen werden konnten, immer noch große Aale auf Beute lauern.

## Jungfischbestand verändert sich seit der Seespiegelanhebung rasch

Um die Auswirkungen der Veränderungen des Ökosystems Wallersee auf den Fischbestand zu untersuchen, wurden die von Univ. Doz. Dr. Josef Wanzenböck vom Limnologischen Institut der Akademie der Wissenschaften in Mondsee 1997 begonnenen Jungfischuntersuchungen im Jahr 2002 mit gleicher Methode und an den gleichen Plätzen im Auftrag des Gewässerschutzes fortgeführt.

Der Vergleich von Jungfischuntersuchungen 1997 mit den jüngsten Untersuchungen im Sommer 2002 bewies die rasche positive Reaktion der Fischfauna auf die getroffenen Maßnahmen. Waren 1997 noch die Brachsen die meistgefangenen Jungfische, gefolgt von den Rotaugen, Rotfedern und Barschen, so waren es im Jahr 2002 die Rotaugen, die in erster Linie

gefangen wurden, gefolgt von den Barschen, von den Lauben, Brachsen und Rotfedern.

Vor allem der Wiederaufbau einer starken Barschpopulation mit hohem Jungfischaufkommen und großen Altbarschen, einer Art die als Bioindikator für die Gewässerqualität der Voralpenseen gelten kann, zeigt, dass die getroffenen Maßnahmen relativ rasch positiv auf die Fische, Anzeiger der ökologischen Funktionsfähigkeit von Gewässern im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie, wirken. Nach den Strukturverbesserungsmaßnahmen und der Seespiegelanhebung erhöhte sich der im Juni vorgefundene Brutfischbestand von Rotaugen, einer der dominierenden Fischarten des Wallersees, gleich um das 23-fache gegenüber dem Kontrolljahr.

## Strukturmaßnahmen fördern Artenvielfalt bei der Fischpopulation

Die Strukturverbesserungen im Seebereich, insbesondere die Errichtung von Schilfkanälen, steigern die Vielfalt von Lebensräumen und somit auch die Vielfalt der Habitats für Fische. Arten wie Hasel, Aitel, Aalrutten aber auch Schleien, die sonst meist in den Zu- oder Abflüssen anzutreffen waren und sich dort vermehrten, treten nun verstärkt auch im unmittelbaren

Seebereich auf. Sie erhöhen dort die Zahl und Ausgewogenheit der angetroffenen Fischarten.

Bereits während der Baumaßnahmen im Eisbach wurden die jeweils fertig gestellten Bachabschnitte sofort von den Fischarten des Sees besiedelt, welche auf diesen Lebensraumtyp angewiesen sind. Seeforellen, Hasel und Lauben laichen wieder in großer Zahl im renaturierten Bachabschnitt.

## Jede Fischart sucht ihren artspezifischen Lebensraum – Beispiel Altarmbindung Fischach

Wie stark sich die Fischarten ihren Lebensraum nach Temperatur, Strömung, Wasserpflanzenbestand und anderen Eigenschaften aufteilen, und wie sich diese Aufteilung im Jahresverlauf ändern kann, soll an einem Beispiel aufgezeigt werden: Eine ehemalige Schlinge der Fischach wurde im Zuge der Begradigung durchstochen und an ihren oberen Ende zugeschüttet. Es blieb nur ein kleiner Altarm, der einseitig mit der Fischach verbunden blieb und den kühlen Abfluss eines Fischzuchtbetriebes aufnimmt. In diesem Altarm „Handlechner“ waren früher kaum Jungfische zu finden.

Der Altarm wurde nun auch wieder an seinem oberen Ende an die Fischach angebunden, es entwickelten sich an beiden Enden des Altarmes dichte Wasserpflanzenbestände, nur im zentralen Bereich, wo kühles Teichwasser zufließt, herrscht spärlicher Bewuchs.

Die dichten Wasserpflanzenbestände bieten im Frühjahr riesigen Schwärmen von Brutfischen Einstand und vor allem Deckung vor Räubern. Die größeren Raubfische wie Hechte, Barsche und Aitel können ihnen nicht so gut ins Pflanzengewirr folgen und sind in den weniger dicht bewachsenen Bereichen anzutreffen. Im Hochsommer wird der Temperaturunterschied zwischen dem kühlen Teichwasserzufluss und den an die warme Fischach unmittelbar angrenzenden Bereichen immer deutlicher. Die meisten Brutfische von Wärme liebenden Arten, wie Schleien, sind daher im Übergangsbereich zwischen Altarm und Fischach anzutreffen, wo das Wasser warm ist aber gleichzeitig geringe Strömung herrscht. Der kühle, zentrale Bereich des Altarmes wird zu dieser Zeit von Kaltwasser liebenden Arten wie Aalrutten bewohnt.

### Zitervorschlag:

JÄGER P., WANZENBÖCK J. (2003): Das meinen die Fische zur Sanierung des Wallersees. – Reprint aus: NaturLand Salzburg, 10. Jg, 2/2003: 35-38. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 259-262 (2015)



# Zustand der Vegetation an ausgewählten Stellen der Wallerseeufer 1997/1998/1999

Oliver HEBERLING  
2000

Mit 21 Abbildungen, 6 Tabellen, einer Tafel und einem Lageplan im Text

## **Kurzfassung**

Im Zeitraum 1997 bis 1999 wurden Ufertransekte am Ufer des Wallersees vergleichend zu 1993 auf Veränderungen erneut aufgenommen, um eine weitere Vergleichsbasis für die Auswirkung der Erhöhung des Seespiegels zu erlangen. An der Zusammensetzung der Vegetation wurden nur geringe Unterschiede beobachtet. Die Schilfvitalität ergab eine größere Halmlänge, die Basaldurchmesser zeigten ein variables Bild. Die mittleren Halmdichten nahmen generell auf etwa 200 Halme pro Quadratmeter zu. Flächenmäßig konnte eine Tendenz zur Vergrößerung der Bestände festgestellt werden.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG .....	264
2. METHODIK .....	264
3. ERGEBNISSE .....	266
3.1 Profil 1	
3.2 Profil 2	
3.3 Profil 3	
3.4 Profil 4	
3.5 Profil 5	
3.6 Profil 6	
3.7 Profil 7	
3.8 Schilfvitalität - statistische Auswertung	
3.9 Hydrografische Daten	
4. DISKUSSION .....	298
4.1 Diskussion der Methodik	
4.2 Pflanzensoziologische Auswertung - allgemein	
4.3 Vegetation und Veränderungen an den Profilen	
4.4 Zustand der Röhrichtzonen (Schilfvitalität)	
4.5 Hydrografie	
5. ZUSAMMENFASSUNG .....	304
6. DANK .....	304
7. LITERATUR .....	305
8. ANHANG .....	306

## 1. Einleitung

Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung ist es, eine Verifizierung des Zustandes der Vegetation von der Laichkrautzone bis zur Kote 507 (Röhrichte und Feuchtwiesen) an mehreren bereits früher untersuchten Stellen (7 Transekte) am Wallerseeufer durchzuführen, die Ergebnisse zu vergleichen und allfällige

Veränderungen als Folge der Extensivierung der landwirtschaftlichen Flächen sowie der geplanten Seespiegelanhebung darzustellen.

Die Beauftragung zur Untersuchung erfolgte im Jahr 1997 durch das Amt der Salzburger Landesregierung, Bundeswasserbauverwaltung.

## 2. Methodik und Vorgangsweise

Die Methodik und die Darstellungsform der Ergebnisse orientieren sich an der Arbeit von WIESNER (1995; Datenerhebung 1993); die vorliegende Bearbeitung erstreckt sich auf die Erfassung der Vegetation an den 7 vorgegebenen Transekten, von der Schwimmblattzone bis zur Höhenlinie 507 m. Entlang dieser Transekte wird die Abfolge der Arten und Vegetationseinheiten (charakteristische Pflanzengesellschaften) im Dezimeter-Bereich innerhalb eines etwa 3 m breiten Streifens erhoben.

Die Lage der untersuchten Transekte ist in der im Anhang beigefügten Karte ersichtlich. Bei den Höhenstufen 505,5 m / 506,0 m / 506,5 m / 507,0 m wird überdies von Auftraggeberseite eine flächige Auswertung gewünscht.

Hinsichtlich der Auswertungsstrategien erfolgte eine Berücksichtigung des „Handbuches des vegetationsökologischen Monitorings“ (UMWELTBUNDESAMT 1997). Als Referenz für Gattungs- und Artnamen der erhobenen Pflanzen wurde die „Exkursionsflora von Österreich“ (ADLER et al., 1994) herangezogen. Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften richtet sich soweit als möglich nach „Pflanzengesellschaften Österreichs“ (GRABHERR & MUCINA 1993) bzw. teils nach „Süddeutsche Pflanzengesellschaften“ (OBERDORFER 1978).

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach der von BRAUN-BLANQUET (1964) erläuterten Methode nach Artmächtigkeit (in den Artenlisten AM):

- + = spärlich mit sehr geringem Deckungswert
- 1 = reichlich, aber mit geringem Deckungswert, oder ziemlich spärlich, aber mit größerem Deckungswert
- 2 = sehr zahlreich, oder mindestens 1/10 bis 1/4 der Aufnahme­fläche deckend
- 3 = 1/4 bis 1/2 der Aufnahme­fläche deckend, Individuenzahl beliebig
- 4 = 1/2 bis 3/4 der Aufnahme­fläche deckend, Individuenzahl beliebig
- 5 = mehr als 3/4 der Aufnahme­fläche deckend, Individuenzahl beliebig

Im Anschluss an die Artentabellen folgt - soweit möglich - die pflanzensoziologische Zuordnung des jeweiligen Bestandes.

Weiters wurden die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen gemäß der Zeigermethode nach ELLENBERG (1992) ausgewertet: die Feuchte- und Stickstoffzahlen - jeweils am rechten Rand der Artenlisten als F und N - sind folgendermaßen zu identifizieren:

F = F e u c h t e z a h l

Bodenfeuchtigkeit vom flachgründig-trockenen Fels­hang bis zum Sumpfboden sowie vom seichten bis zum tiefen Wasser.

- 1 Starktrockniszeiger, an oftmals austrocknenden Stellen lebensfähig und auf trockene Böden beschränkt
- 2 zwischen 1 und 3 stehend
- 3 Trockniszeiger, auf trockenen Böden häufiger vorkommend als auf frischen; auf feuchten Böden fehlend
- 4 zwischen 3 und 5 stehend
- 5 Frischezeiger, Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden, auf nassen sowie auf öfters austrocknenden Böden fehlend
- 6 zwischen 5 und 7 stehend
- 7 Feuchtezeiger, Schwergewicht auf gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden
- 8 zwischen 7 und 9 stehend
- 9 Nässezeiger, Schwergewicht auf oft durchnäss­ten (luftarmen) Böden
- 10 Wechselwasserzeiger, Wasserpflanze, die längere Zeit ohne Wasserbedeckung erträgt
- 11 Wasserpflanze, die unter Wasser wurzelt, aber zumindest zeitweilig über dessen Oberfläche aufragt, oder Schwimmpflanze, die an der Wasseroberfläche flottiert
- 12 Unterwasserpflanze, ständig oder fast dauernd untergetaucht
  - ~Wechselfeuchtezeiger (z. B. 3~ Wechseltrockenheit, 7~ Wechselfeuchte, 9~ Wechselnässe zeigend)
  - = Überschwemmungszeiger, auf mehr oder minder regelmäßig überschwemmten Böden

## N = Stickstoffzahl

Mineralstickstoff-Versorgung während der Vegetationszeit

- 1 stickstoffärmste Standorte anzeigend
- 2 zwischen 1 und 3 stehend
- 3 auf stickstoffarmen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen bis reichen
- 4 zwischen 3 und 5 stehend
- 5 mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend, an armen und reichen seltener
- 6 zwischen 5 und 7 stehend
- 7 an stickstoffreichen Standorten häufiger als an armen bis mittelmäßigen
- 8 ausgesprochener Stickstoffzeiger
- 9 an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert (z. B. Viehlägerpflanze)

Die mittleren Feuchte- (mF) beziehungsweise Stickstoffzahlen wurden auf folgende Weise berechnet (Rechenbeispiel anhand von Feuchtezahlen):

Zahl der Arten mit

$$F 3 .. 5 \Rightarrow 3 \times 5 = 15$$

$$F 4 .. 7 \Rightarrow 4 \times 7 = 28$$

$$F 5 .. 9 \Rightarrow 5 \times 9 = 45$$

$$\text{Summe } 88 \Rightarrow mF = 88 : (5+7+9) = 4,2$$

Die Berechnung erfolgte ausschließlich qualitativ (nur nach Vorhandensein der Arten), eine Berücksichtigung der Menge (quantitative Berechnung) wurde nicht durchgeführt.

Der Zustand der Röhrlichtzonen wurde in Anlehnung an WIESNER (1995) durch Erfassung folgender Parameter bestimmt:

H a l m k l a s s e: Die Einteilung der Halme in Klassen erfolgte in Anlehnung an OSTENDORP (1987) bzw. WIESNER (1995).

- Halme mit Rispe (deutlich und vollständig ausgebildete Rispe)
- Halme mit veränderter Rispe (Rispe aufgrund parasitierender Insekten im frühen Entwicklungsstadium geblieben oder gar nicht mehr ausgebildet)

- Gallen (meist zigarrenförmige Verdickungen) an den obersten Internodien
- Halme ohne Rispe (Rispe fehlt völlig)
- abgebrochene Halme (durch mechanische Einwirkungen - Wellen, Menschen, Tiere ...) abgebrochen
- Leghalme

H a l m d i c h t e: Anzahl der Halme/m<sup>2</sup>.

H a l m l ä n g e: Gemessen von der Substratoberfläche bis zum Rispenansatz bzw. zur Ligula des obersten Blattes; Einheit Zentimeter.

B a s a l d u r c h m e s s e r: Durchmesser des Halmes unmittelbar an der Substratoberfläche bzw. knapp darüber gemessen (da durch das Abschneiden bisweilen leichte Deformationen der Halme knapp ober- und unterhalb der Schnittstelle auftreten); Einheit Millimeter.

Die Halmdurchmesser wurden mit einem Digital-Taschenmessschieber PREISSER DIGI-MET (Messgenauigkeit nach DIN 862, Auflösung 0,01mm) ermittelt. Die Genauigkeit der Messung erfolgte auf Zehntel mit Auf- bzw. Abrundung.

Als Zeitpunkt für die Beprobung der Schilfbestände wurde bei der vorliegenden Arbeit Ende Juli ausgewählt, um auch hinsichtlich der phänologischen Entwicklung der Schilfhalm möglichst konform und vergleichbar mit der Untersuchung von WIESNER (1995) zu arbeiten (Beprobung Anfang Juli bis Mitte August).

Die Markierung der Entnahmebereiche erfolgte je nach Dichte des Bestandes mit Rahmen in den Größen 40 x 40 cm bei dichten Beständen (zur Auswertung auf 1 m<sup>2</sup> hochgerechnet) bzw. 100 x 100 cm bei schütterer Bestandesdichte; die Halme wurden unmittelbar oberhalb der Substratoberfläche abgeschnitten.

Statistische Auswertung:

Die statistische Auswertung der Daten der Schilfbeprobungen erfolgte mit den Programmen SPSS und MS Excel.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Profil 1

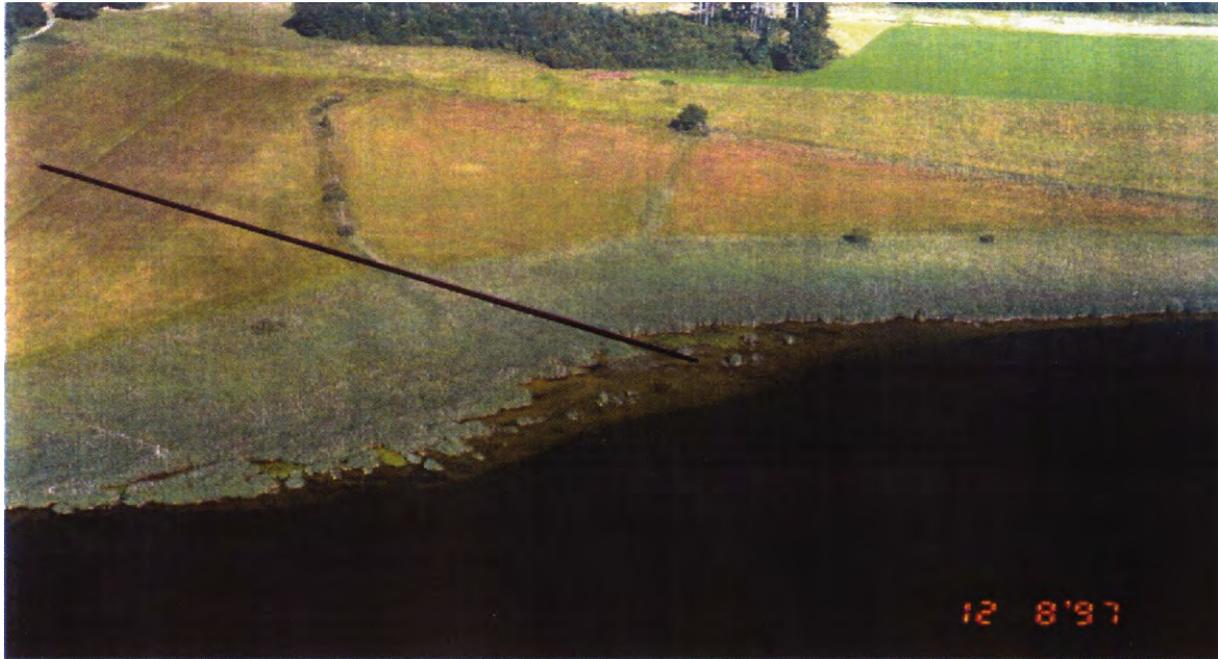


Abb. 1: Lage Profil 1

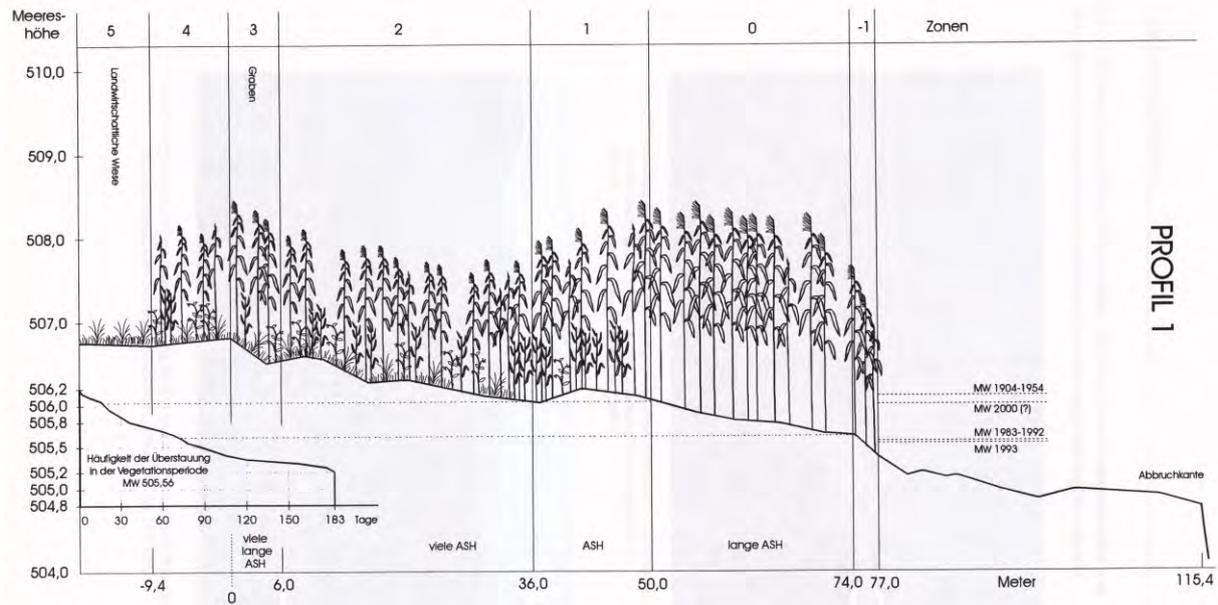


Abb. 2: Schilfzonengrafik Profil 1 (aus WIESNER 1995)

#### Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:

k. V. = keine Veränderung gegenüber 1993 (WIESNER 1995), ASH = Altschilfhalme

-9,4 bis 0 Schilf vereinzelt um ca. 2 m weiter landwärts  
 0 bis 6,0 Graben, k. V.  
 6,0 bis 36,0 k. V.

36,0 bis 50,0 ASH, leicht ansteigende Höhe, k. V.  
 50,0 bis 74,0 viele ASH, teils geknickt, k. V.  
 74,0 bis 77,0 kräftiges, hochwüchsiges Schilf, k. V.  
 77,0 bis ~81,0 Schilf um etwa 1m weiter seewärts reichend  
 nach 6 - 7 m vereinzelt Binsen (*Scirpus lacustris*)

**Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):**

dem Schilf vorgelagert

ARTEN	AM	F	N
<i>Scirpus lacustris</i>	+	11	6

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Scirpetum lacustris* (fragmentarisch)

bis etwa 36 m Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Scirpus lacustris</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Weiter landwärts bis etwa 0 m zusätzlich Krautschicht im Schilf

ARTEN	AM	F	N
<i>Scirpus lacustris</i>	5	10	7
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	+	x	x
<i>Carex acutiformis</i>	+	9~	5
<i>Carex echinata</i>	+	8~	2
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex gracilis</i>	+	9=	4
<i>Carex bostiana</i>	+	9	2
<i>Carex lasiocarpa</i>	+	9=	3
<i>Carex rostrata</i>	+	10	3
<i>Cirsium oleraceum</i>	+	7	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Equisetum fluviatile</i>	+	10	5
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium mollugo</i> agg.	+	-	-
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Geum rivale</i>	+	8~	4
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lytthrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Polygonum bistorta</i>	+	7	5
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolia</i>	+	7	3
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Urtica dioica</i>	+	6	9
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x
<i>Vicia sepium</i>	+	5	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 35

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,1

Anzahl ausgewertete Arten 33 bzw. 94,3 % der Gesamtarten davon 33,3 % (10 Arten) Wechsel-feuchte- bzw. Wechselnässe-Zeiger und 27,3 % (8 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,9

Anzahl ausgewertete Arten 30 bzw. 85,7 % der Gesamtarten

Zwischen 0 m und -9,4 m: Streuwiese mit Schilf

ARTEN	AM	F	N
<i>Juncus effusus</i>	2	7	4
<i>Carex flava</i> agg.	1	9	2

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex gracilis</i>	1	9=	4
<i>Carex vesicaria</i>	1	9=	5
<i>Molinia caerulea</i>	1	7	2
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Anemone nemorosa</i>	+	5	x
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Cirsium rivulare</i>	+	7~	5
<i>Carex acutiformis</i>	+	9~	5
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex lasiocarpa</i>	+	9=	3
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Carex pallescens</i>	+	6~	3
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Crepis mollis</i>	+	5~	5
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	+	8~	2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Galium mollugo</i> agg.	+	-	-
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Juncus articulatus</i>	+	9	2
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	9=	6
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum caeruleae* vergesellschaftet mit *Phragmitetum vulgaris*; (*Juncus effusus* manifestiert sich hier durch Betritt bzw. Bewirtschaftung und daher als Störungszeiger aufzufassen).

Gesamtanzahl Arten: 37

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 34 bzw. 91,9 % der Gesamtarten davon 35,3 % (12 Arten) Wechsel-feuchte- bzw. Wechselnässe-Zeiger und 23,5 % (9 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,1

Anzahl ausgewertete Arten: 30 bzw. 81,1 % der Gesamtarten

Ab - 9,4 m landwärts: Streuwiese => Profile 1 und 2 nähern sich => Vegetationsdaten siehe Profil 2 (-18,5 m bis -57,9 m bzw. Entwässerungsgraben bzw. -58,9 m bis -101 m)

F l ä c h e n a u s w e r t u n g Höhenstufen:

505,5 m

Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

506,0 m

Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

506,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites Australis</i>	5	10	7
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex rostrata</i>	+	10	3
<i>Cirsium oleraceum</i>	+	7	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Galium mollugo agg.</i>	+	-	-
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Polygonum bistorta</i>	+	7	5
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Urtica dioica</i>	+	6	9
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x
<i>Vicia sepium</i>	+	5	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 23

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 95,7 % der Gesamtarten davon 27,3 % (6 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 27,3 % (6 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,4

### 3.2 Profil 2

**Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:**

- 18,5 bis -10,5 k. V.
- 10,5 bis 2,0 ASH auch hier (allerdings weniger als im nach folgenden Abschnitt), sonst k. V.
- 2,0 bis 24,0 k. V. (dichte ASH)
- 24,0 bis 33,0 k. V. (viele lange ASH)
- 33,0 bis 64,7 k. V. (ASH am längsten)
- 64,7 bis 66,3 Schilf um etwa 0,7 m weiter see- wärts reichend (bis etwa 67,0 m)
- 67,0 bis 76,0 Schwimmblattvegetation k. V.
- 76,0 bis 78,4 Schilfhorste k. V.

**Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):**

Vom See her bis etwa 34 m Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Weiter landwärts bis etwa 25 m vereinzelt *Symphytum officinale* und *Equisetum palustre*.

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 87,0 % der Gesamtarten

507,0 m (von Profil 2 übernommen, etwa im Schnittpunkt der Profile)

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	2-3	8~	2
<i>Juncus articulatus</i>	2	9	2
<i>Molinia caerulea</i>	2	7	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Carex flava agg.</i>	1	9	2
<i>Carex panicea</i>	1	8~	4
<i>Rhynchospora alba</i>	1	9=	2
<i>Brixa media</i>	+	x	2
<i>Carex rostrata</i>	+	10	3
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Nardus stricta</i>	+	x~	2
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum* mit *Caricion-fuscae*-Elementen und Vorkommen von Magerwiesenarten

Gesamtanzahl Arten: 17

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 82,4 % der Gesamtarten, davon 35,7 % (5 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 14,3 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 2,9

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 82,4 % der Gesamtarten

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 3

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,33

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 0 % (0 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten

Von etwa 25 m landwärts Schilf niedriger und etwas weniger dicht, Krautschicht üppiger (etwa bis - 10,5 m)

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Symphytum officinale</i>	1	7	8
<i>Anemone nemorosa</i>	+	5	x
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	+	x	x



Abb. 3: Lage Profil 2

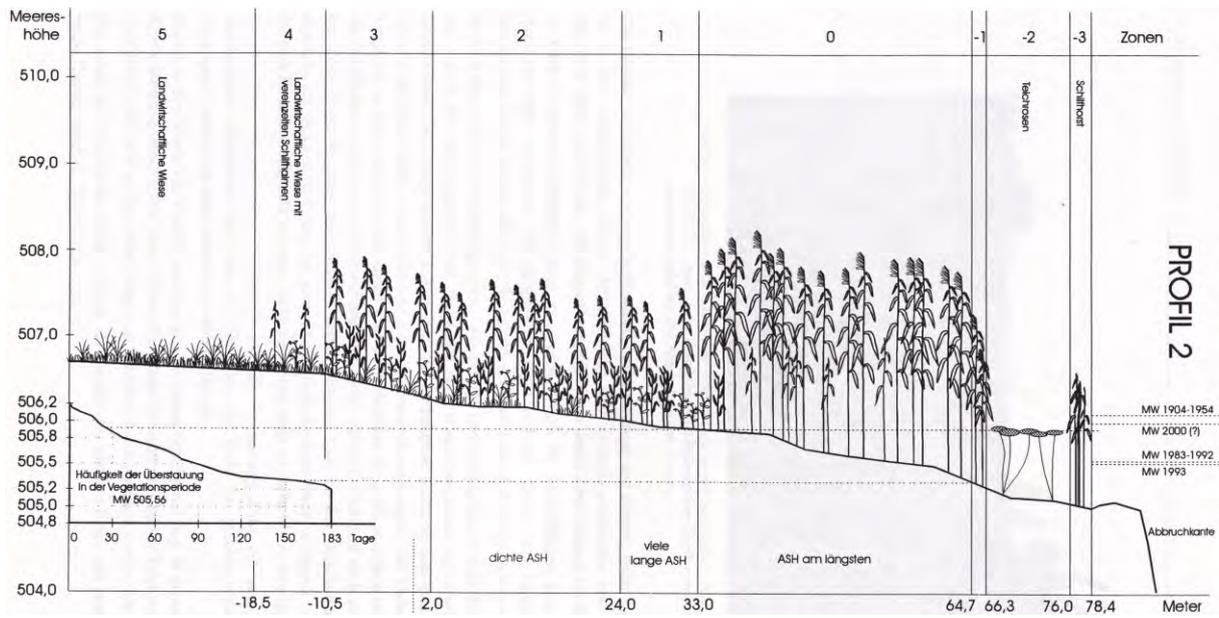


Abb. 4: Schilfzonengrafik Profil 2 (aus WIESNER 1995)

<i>Carex acutiformis</i>	+	9~	5
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex hostiana</i>	+	9	2
<i>Carex riparia</i>	+	9=	4
<i>Carex rostrata</i>	+	10	3
<i>Cirsium oleraceum</i>	+	7	5
<i>Cirsium rivulare</i>	+	7~	5
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium mollugo agg.</i>	+	-	-
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7

<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Polygonum bistorta</i>	+	7	5
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	9=	6
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Serratula tinctoria</i>	+	5	8
<i>Solanum dulcamara</i>	+	8~	8

<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Urtica dioica</i>	+	6	9
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Viburnum opulus</i> (1 Strauch)	+	x	6
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x
<i>Vicia sepium</i>	+	5	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 39

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 36 bzw. 92,3 % der Gesamtarten davon 25 % (9 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 25 % (9 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,4

Anzahl ausgewertete Arten: 32 bzw. 82,1 % der Gesamtarten

Von -10,5 m bis -18,5 m: Übergangstreifen Schilf / Streuwiese

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Juncus effusus</i>	1	7	4
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Carex elongata</i>	+	9~	6
<i>Carex flava agg.</i>	+	9	2
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Carex oenensis</i>	+	-	-
<i>Carex pallescens</i>	+	6~	3
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Carex vesicaria</i>	+	9=	5
<i>Dactylorhiza maculata agg.</i>	+	8~	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Luzula multiflora</i>	+	5~	3
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	+	9=	4
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Serratula tinctoria</i>	+	5	8
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum caeruleae*

Gesamtanzahl Arten: 29

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,3

Anzahl ausgewertete Arten: 26 bzw. 89,7 % der Gesamtarten, davon 38,5 % (10 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 15,4 % (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N) = 4,3

Anzahl ausgewertete Arten: 23 bzw. 79,3 % der Gesamtarten

Von -18,5 m bis -57,9 m bzw. -58,9 m bis -101 m Streuwiese, dazwischen Graben (Tiefe etwa 0,5 m)

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Carex panicea</i>	2	8~	4
<i>Juncus articulatus</i>	2	9	2

<i>Molinia caerulea</i>	2	7	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Carex flava agg.</i>	1	9	2
<i>Carex bostiana</i>	1	9	2
<i>Potentilla erecta</i>	1	x	2
<i>Rhynchospora alba</i>	1	9=	2
<i>Briza media</i>	+	x	2
<i>Carex canescens</i>	+	9	2
<i>Carex flacca</i>	+	6~	4
<i>Carex lasiocarpa</i>	+	9=	3
<i>Carex rostrata</i>	+	10	3
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Menyanthes trifoliata</i>	+	9	3
<i>Nardus stricta</i>	+	x~	2
<i>Quercus robur</i>	+	x	x
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum caeruleae*

Gesamtanzahl Arten: 27

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 81,5 % der Gesamtarten, davon 27,3 % (6 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 22,7 % (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 2,8

Anzahl ausgewertete Arten: 23 bzw. 85,2 % der Gesamtarten

Vegetation Grabenböschung (Artenliste):

ARTEN	AM	F	N
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>		x	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		x	x
<i>Betonica officinalis</i>		x~	3
<i>Carex canescens</i>		9	2
<i>Carex flava agg.</i>		9	2
<i>Carex gracilis</i>		9=	4
<i>Carex bostiana</i>		9	2
<i>Carex panicea</i>		8~	4
<i>Carex rostrata</i>		10	3
<i>Centaurea jacea</i>		x	x
<i>Cirsium palustre</i>		8	3
<i>Deschampsia cespitosa</i>		7~	3
<i>Equisetum palustre</i>		8	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>		9=	2
<i>Filipendula ulmaria</i>		8	5
<i>Frangula alnus</i>		8~	x
<i>Galium palustre</i>		9=	4
<i>Juncus effusus</i>		7	4
<i>Luzula campestris</i>		4	3
<i>Lycnis flos-cuculi</i>		7~	x
<i>Lycopus europaeus</i>		9=	7
<i>Lythrum salicaria</i>		8~	x
<i>Mentha aquatica</i>		9=	5
<i>Molinia caerulea</i>		7	2
<i>Potentilla erecta</i>		x	2
<i>Prunella vulgaris</i>		5	x
<i>Prunus padus</i>		8=	6
<i>Salix sp.</i>		-	-
<i>Thelypteris palustris</i>		8	6
<i>Valeriana dioica</i>		8	2
<i>Viola canina</i>		4	2

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 31

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 25 bzw. 80,6 % der Gesamtarten, davon 20 % (5 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechelnässe-Zeiger und 24 % (6 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,5

Anzahl ausgewertete Arten: 24 bzw. 77,4 % der Gesamtarten

Fl ä c h e n a u s w e r t u n g Höhenstufen:

505,5 m

Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

506,0 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 3

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,33

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten davon 0 % (0 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechelnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N) = 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten

506,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>		10~	5
<i>Carex rostrata</i>		10	3
<i>Cirsium oleraceum</i>		7	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>		7~	3
<i>Galium mollugo agg.</i>		-	-
<i>Galium palustre</i>		9=	4
<i>Humulus lupulus</i>		8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>		9=	7
<i>Juncus effusus</i>		7	4
<i>Lycopus europaeus</i>		9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>		8~	x
<i>Mentha aquatica</i>		9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>		8~	7
<i>Phragmites australis</i>		10	7
<i>Polygonum bistorta</i>		7	5
<i>Sanguisorba officinalis</i>		6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>		7	3

ARTEN	AM	F	N
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>		8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>		8	3
<i>Urtica dioica</i>		6	9
<i>Valeriana officinalis</i>		8~	5
<i>Vicia cracca</i>		6	x
<i>Vicia sepium</i>		5	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Keine Angaben zum Deckungswert sinnvoll, da sich die Fläche exakt im Grenzbereich zwischen zwei Zonen (dichtes Schilf/Streuwiese mit vereinzelt Schilfhalmen) befindet.

Gesamtanzahl Arten: 23

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 95,7 % der Gesamtarten, davon 27,3 % (6 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechelnässe-Zeiger und 27,3 % (6 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,4

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 87,0 % der Gesamtarten

507,0 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	2-3	8~	2
<i>Juncus articulatus</i>	2	9	2
<i>Molinia caerulea</i>	2	7	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Carex flava agg.</i>	1	9	2
<i>Carex panicea</i>	1	8~	4
<i>Rhynchospora alba</i>	1	9=	2
<i>Briza media</i>	+	x	2
<i>Carex rostrata</i>	+	10	3
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Nardus stricta</i>	+	x~	2
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum caeruleae* mit *Caricion fuscae* - Fragmenten durchdrungen

Gesamtanzahl Arten: 40

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,9

Anzahl ausgewertete Arten = 36 = 90 % der Gesamtarten, davon 30,6 % (11 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechelnässe-Zeiger und 22,2 % (8 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,3

Anzahl ausgewertete Arten: 34 bzw. 85 % der Gesamtarten

### 3.3 Profil 3



Abb. 5: Lage Profil 3

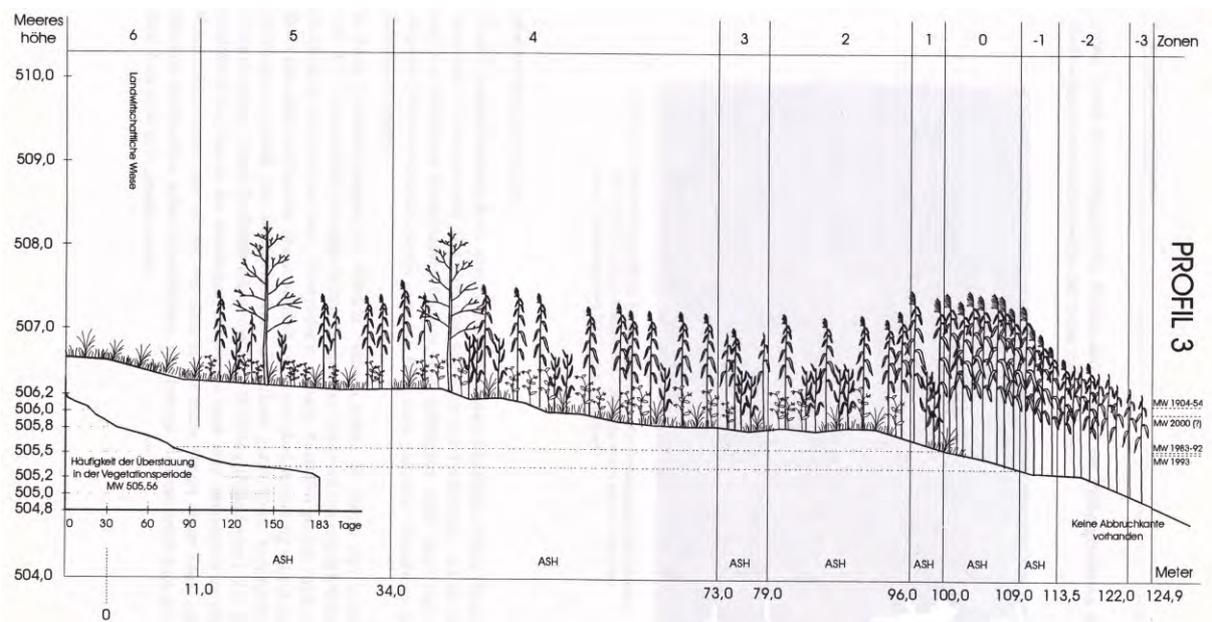


Abb. 6: Schilfzonengrafik Profil 3 (aus WIESNER 1995)

#### Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:

0 bis 11,0	beginnende bzw. zunehmende Verbuschung mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Frangula alnus</i> , vereinzeltes Schilfaufkommen Richtung 0 m – Marke hin	73,0 bis 79,0	k. V.
11,0 bis 34,0	Schilf, allerdings nicht besonders dicht und starkwüchsig (k. V.)	79,0 bis 96,0	k. V.
34,0 bis 73,0	k. V.	96,0 bis 100,0	k. V.
		100,0 bis 109,0	k. V.
		109,0 bis 113,5	k. V.
		113,5 bis 122,0	k. V.
		122,0 bis 124,9	Schilfbestand um etwa 3,4 m weiter nach seewärts bis etwa 128,3 m

**Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):**

Seeseitiges Ende des Schilfgürtels etwa 3,4 m nach außen gewandert

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Ab 106 m landeinwärts erste *Carex elata* - Bülden

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex elata</i>	1	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 2

Durchschnittliche *F e u c h t e z a h l* (F): 10,0

Anzahl ausgewertete Arten = 2 = 100 % der Gesamtarten, davon 50 % (1 Art) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche *S t i c k s t o f f z a h l* (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten = 2 = 100 % der Gesamtarten

Ab 100 m landeinwärts *Carex elata* (2) und *Phalaris arundinacea* (2)

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex elata</i>	2	10~	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	8~	7
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 4

Durchschnittliche *F e u c h t e z a h l* (F): 9,0

Anzahl ausgewertete Arten = 4 = 100 % der Gesamtarten, davon 2 % (50 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche *S t i c k s t o f f z a h l* (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 4 bzw. 100 % der Gesamtarten

Ab 96 m landwärts vereinzelt *Lysimachia vulgaris* (+) und *Iris pseudacorus* (+), *Phalaris arundinacea* und *Carex elata* wie weiter seewärts

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex elata</i>	2	10~	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	8~	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	8~	x
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: Noch *Phragmitetum vulgaris* mit undeutlicher Grenze (Übergang) zu *Caricetum elatae*, Fazies mit *Phalaris*.

Gesamtanzahl Arten: 10

Durchschnittliche *F e u c h t e z a h l* (F): 8,6

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 40 % (4 Arten) Wechsel-

feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 20 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche *S t i c k s t o f f z a h l* (N): 5,0

Anzahl ausgewertete Arten: 8 bzw. 80 % der Gesamtarten

Ab 79 m landwärts Auflockerung des Schilfbestandes (3), vermehrt *Lysimachia vulgaris* (2), weniger *Phalaris arundinacea* (+) und *Carex elata* (1), dafür *Calamagrostis canescens* (1).

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>	3	10~	5
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2	8~	x
<i>Calamagrostis canescens</i>	1	9=	5
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Frangula alnus</i> (Krautschicht)	+	8~	x
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Caricetum elatae*

Gesamtanzahl Arten: 12

Durchschnittliche *F e u c h t e z a h l* (F): 8,6

Anzahl ausgewertete Arten: 11 bzw. 91,7 % der Gesamtarten, davon 36,4 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 45,5 % (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche *S t i c k s t o f f z a h l* (N): 5,5

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 83,3 % der Gesamtarten

Ab 50 m landwärts: *Frangula alnus* hinzu als Strauchschicht mit etwa 5 % Deckung

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Calamagrostis canescens</i>	2	9=	5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2	8~	x
<i>Frangula alnus</i> (SS)	1	8~	x
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Carex acutiformis</i> (ev. <i>gracilis</i> )	+	9~	5
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris* unter nachlassender Bodenfeuchtigkeit, Fazies mit *Calamagrostis canescens*.

Gesamtanzahl Arten: 18

Durchschnittliche *F e u c h t e z a h l* (F): 8,5

Anzahl ausgewertete Arten = 17 = 94,4 % der Gesamtarten, davon 41,2 % (7 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 41,2 % (7 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche *S t i c k s t o f f z a h l* (N): 5,5

Anzahl ausgewertete Arten: 15 bzw. 83,3 % der Gesamtarten

Ab 34 m landwärts

ARTEN	AM	F	N
<i>Calamagrostis canescens</i>	3	9=	5
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Alnus glutinosa</i>	1	9=	x
<i>Carex muricata</i> agg.	1	-	-
<i>Frangula alnus</i>	1	8~	x
<i>Iris pseudacorus</i>	1	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	8~	x
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Carex canescens</i>	+	9	2
<i>Carex echinata</i>	+	8~	2
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex flava</i> agg.	+	9	2
<i>Carex gracilis</i>	+	9=	4
<i>Carex vesicaria</i>	+	9=	5
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Deschampsia caespitosa</i>	+	7~	3
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Lycobis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lytbrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Molinia caerulea</i>	+	7	2
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	9=	6
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris* unter nachlassender Bodenfeuchtigkeit, Fazies mit *Calamagrostis canescens*.

Gesamtanzahl Arten: 34

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 8,3

Anzahl ausgewertete Arten: 32 bzw. 94,1 % der Gesamtarten, davon 25 % (8 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 34,4 % (11 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 4,3

Anzahl ausgewertete Arten: 26 bzw. 76,5 % der Gesamtarten

0 m bis -55 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Molinia caerulea</i>	2	7	2
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	1	x	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Potentilla erecta</i>	1	x	2
<i>Carex echinata</i>	+	8~	2
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Juncus filiformis</i>	+	9	3
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: Etwas artenarmes *Selino-Molinietum*, durchdrungen von *Caricion-fuscae* - Elementen.

Gesamtanzahl Arten: 13

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 7,5

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 76,9 % der Gesamtarten, davon 50 % (5 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 3,0

Anzahl ausgewertete Arten = 10 = 76,9 % der Gesamtarten

- 55 m bis - 58 m (Grabenböschung / Entwässerungsgraben)

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Calamagrostis canescens</i>	+	9=	5
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: etwas artenarmes

*Selino-Molinietum*

Gesamtanzahl Arten: 8

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 8,2

Anzahl ausgewertete Arten: 6 bzw. 75 % der Gesamtarten, davon 16,7 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 33,3 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 3,5

Anzahl ausgewertete Arten: 6 bzw. 75 % der Gesamtarten

Flächenauswertung Höhenstufen:

505,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex elata</i>	+	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 2

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 10,0

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 50 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten

506,0 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>	3	10~	5
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Calamagrostis canescens</i>	2	9=	5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2	8~	x
<i>Frangula alnus</i> (SS)	1	8~	x
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris* unter Eindringen von *Caricetum elatae*

Gesamtanzahl Arten: 11

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 8,8

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 90,9 % der Gesamtarten, davon 40 % (4 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 50 % (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,8

Anzahl ausgewertete Arten: 9 bzw. 81,8 % der Gesamtarten

506,5 m

Krautschicht 95 %, Strauchschicht 2% (*Frangula alnus*)

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Viola palustris</i>	2	9	3
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Decampsia cespitosa</i>	1	7~	3
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	+	x	4
<i>Carex canescens</i>	+	9	2
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Serratula tinctoria</i>	+	5	8
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum*, durchdrungen von *Caricion fuscae* - Elementen

Gesamtanzahl Arten: 21

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,4

Anzahl ausgewertete Arten: 19 bzw. 90,5 % der Gesamtarten, davon 36,8 % (7 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 10,5 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,7

Anzahl ausgewertete Arten: 19 bzw. 90,5 % der Gesamtarten

507,0 m

Böschung vor kleinem Graben:

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Calamagrostis canescens</i>	+	9=	5

### 3.4 Profil 4

**Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:**

-5,0 bis 5,0 k. V.  
5,0 bis 7,0 keine Unterteilung getroffen, ehe- maliger verwachsener Graben

ARTEN	AM	F	N
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: Etwas artenarmes *Selino-Molinietum*

Gesamtanzahl Arten: 8

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,2

Anzahl ausgewertete Arten: 6 bzw. 75 % der Ge- samtarten, davon 16,7 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 33,3 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,5

Anzahl ausgewertete Arten: 6 bzw. 75 % der Ge- samtarten

Da die vorliegende Vegetationsaufnahme bei 507,0 m aufgrund ihrer Lage (Grabenböschung) nicht für ihr näheres Umfeld repräsentativ erscheint, wurde wenige Meter weiter seewärts die nachfolgende Aufnahme in der vorliegenden Streuwiese durchgeführt!

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Molinia caerulea</i>	2	7	2
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	1	x	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Potentilla erecta</i>	1	x	2
<i>Carex echinata</i>	+	8~	2
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Juncus filiformis</i>	+	9	3
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: Etwas artenarmes *Selino-Molinietum*, durchdrungen von *Caricion-fuscae* - Elementen

Gesamtanzahl Arten : 13

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,5

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 76,9 % der Gesamtarten, davon 50 % (5 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,0

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 76,9 % der Gesamtarten

7,0 bis 16,0 eher weniger ASH, Bestand relativ dicht, allerdings kein sonderlich kräftiger Wuchs  
16,0 bis 33,0 k. V.  
33,0 bis 39,0 k. V.  
39,0 bis 53,5 Krautschicht bis 41m feststellbar (*Carex elata* +), sonst k. V.  
53,5 bis 57,9 k. V.



Abb. 7: Lage Profil 4

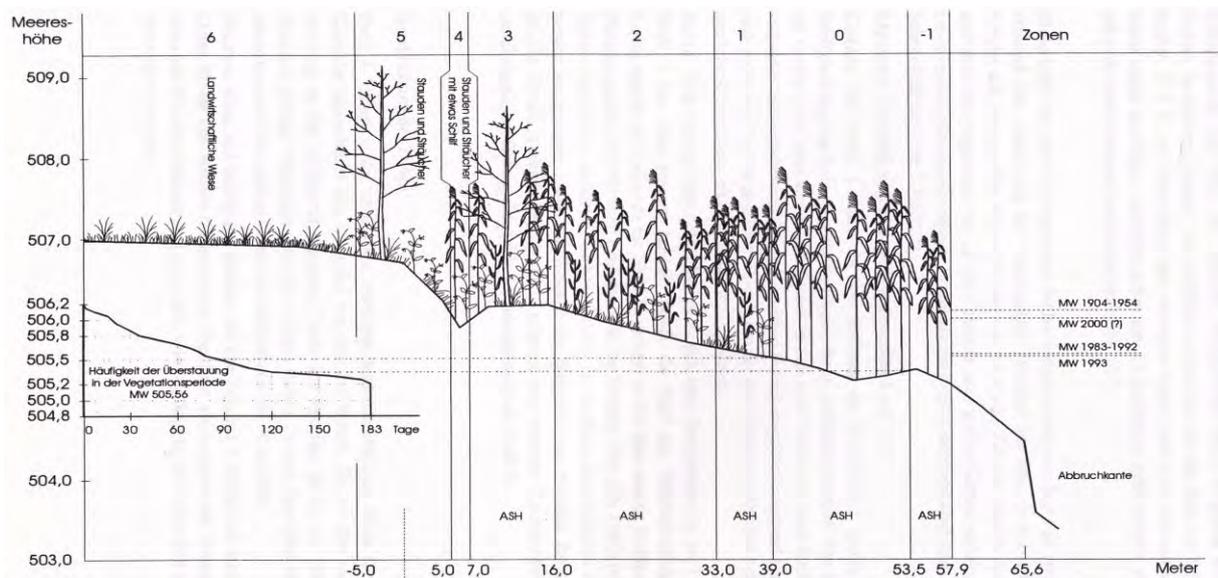


Abb. 8: Schilfzonengrafik Profil 4 (aus WIESNER 1995)

**Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):**

57,9 m bis 41 m: Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Ab 41 m landwärts bis 37 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Carex elata</i>	+	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 2

Durchschnittliche Feuchtigkeitzahl (F): 10

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 50 % (1 Art) Wechselfeuchte- bzw. Wechselnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten

37 m bis 34 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	8~	7
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Carex elata</i>	+	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*, Fazies mit *Phalaris arundinacea*

Gesamtanzahl Arten: 3

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 9,33

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 66,7 % (2 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,33

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten

34 m bis 30 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	8~	7
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Carex elata</i>	1	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*, Fazies mit *Phalaris arundinacea*

Gesamtanzahl Arten: 3

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 9,33

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 66,7 % (2 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,33

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 100 % der Gesamtarten

30 m bis 20 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	8~	7
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Galium palustre</i>	1	9=	4
<i>Betula pendula</i> (Keimling)	+	x	x
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Galium aparine</i>	+	x	8
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Ribes nigrum</i>	+	9=	5
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	9=	6
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*, Fazies mit *Phalaris arundinacea*

Gesamtanzahl Arten: 12

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,7

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 83,3 % der Gesamtarten, davon 20 % (2 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 50 % (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,2

Anzahl ausgewertete Arten: 11 bzw. 91,7 % der Gesamtarten

20 m bis 7 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	8~	7
<i>Urtica dioica</i>	3	6	9
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Salix cinerea</i> (SS)	1	9~	4
<i>Salix purpurea</i> (SS)	1	x=	x
<i>Betula pendula</i> (Keimling)	+	x	x

ARTEN	AM	F	N
<i>Galium aparine</i>	+	x	8
<i>Glechomahederacea</i>	+	6	7
<i>Impatiens noli-tangere</i>	+	7	6
<i>Impatiens parviflora</i>	+	5	6
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 11

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,3

Anzahl ausgewertete Arten: 8 bzw. 72,7 % der Gesamtarten, davon 25 % (2 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,9

Anzahl ausgewertete Arten: 9 bzw. 81,8 % der Gesamtarten

7,0 m (Grabenbereich) bis -5,0 m:

Krautschicht, überwiegend überdeckt von nachfolgend angeführter Strauch bzw. Baumschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Urtica dioica</i>	4	6	9
<i>Galium aparine</i>	1	x	8
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	6	7
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Euonymus europaeus</i>	+	5	5
<i>Festuca gigantea</i>	+	7	6
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	x	7
<i>Geum urbanum</i>	+	5	7
<i>Glechomahederacea</i>	+	6	7
<i>Heracleum sphondylium</i>	+	5	8
<i>Impatiens noli-tangere</i>	+	7	6
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lamium maculatum</i>	+	6	8
<i>Poa nemoralis</i>	+	5	4
<i>Prunus padus</i>	+	8=	6
<i>Ribes nigrum</i>	+	9=	5
<i>Salix purpurea</i>	+	x=	x
<i>Silene dioica</i>	+	6	8
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 21

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 6,5

Anzahl ausgewertete Arten: 18 bzw. 85,7 % der Gesamtarten, davon 5,6 % (1 Art) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 16,7 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,5

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 95,2 % der Gesamtarten

Strauchschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Euonymus europaeus</i>		5	5
<i>Fraxinus excelsior</i>		x	7
<i>Prunus padus</i>		8=	6
<i>Salix purpurea</i>		x=	x
<i>Sambucus nigra</i>		5	9

Gesamtanzahl Arten: 5

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 60 % der Gesamtarten, davon 0 % (0 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 33 % (1 Art) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,75

Anzahl ausgewertete Arten: 4 bzw. 80 % der Gesamtarten

Baumschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Betula pendula</i>		x	x
<i>Prunus padus</i>		8=	6

-5,0 m landwärts: landwirtschaftliche Nutzfläche

ARTEN	AM	F	N
<i>Ranunculus acris</i>	3	6	x
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	6	7
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Ranunculus repens</i>	2	7~	7
<i>Cirsium oleraceum</i>	1	7	5
<i>Lycbms flos-cuculi</i>	1	7~	x
<i>Plantago lanceolata</i>	1	x	x
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	6	7
<i>Ajuga reptans</i>	+	6	6
<i>Alchemilla vulgaris agg.</i>	+	-	-
<i>Bromus hordeaceus</i>	+	x~	3
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	+	x	x
<i>Carex hirta</i>	+	6~	5
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	5	5
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	+	8	7
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	5	4
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Festuca pratensis</i>	+	6	6
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium mollugo agg.</i>	+	-	-
<i>Glechomahederacea</i>	+	6	7
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	6	6
<i>Lolium perenne</i>	+	5	7
<i>Rumex acetosa</i>	+	x	6
<i>Rumex obtusifolius</i>	+	6	9
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	+	5	8
<i>Trifolium pratense</i>	+	5	x
<i>Veronica chamaedrys</i>	+	5	x

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 29

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 75,9% der Gesamtarten, davon 13,6 % (3 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 6,1

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 69 % der Gesamtarten

Flächenauswertung Höhenstufen:

505,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Carex elata</i>	+	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 2

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 10

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 50 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten = 2 = 100 % der Gesamtarten

506,0 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	8~	7
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7

ARTEN	AM	F	N
<i>Galium palustre</i>	1	9=	4
<i>Betula pendula (Keimling)</i>	+	x	x
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Galium aparine</i>	+	x	8
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Ribes nigrum</i>	+	9=	5
<i>Scutellaria galericulata</i>	+	9=	6
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*, Fazies mit *Phalaris arundinacea*

Gesamtanzahl Arten: 12

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 8,7

Anzahl ausgewertete Arten: 10 bzw. 83,3% der Gesamtarten, davon 20% (2 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 50% (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 6,2

Anzahl ausgewertete Arten: 11 bzw. 91,7% der Gesamtarten

506,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Urtica dioica</i>	4	6	9
<i>Galium aparine</i>	1	x	8
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	6	7
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Euonymus europaeus</i>	+	5	5
<i>Festuca gigantea</i>	+	7	6
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	x	7
<i>Geum urbanum</i>	+	5	7
<i>Glechomahederacea</i>	+	6	7
<i>Heracleum sphondyleum</i>	+	5	8
<i>Impatiens noli-tangere</i>	+	7	6
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lamium maculatum</i>	+	6	8
<i>Poa nemoralis</i>	+	5	4
<i>Prunus padus</i>	+	8=	6
<i>Ribes nigrum</i>	+	9=	5
<i>Salix purpurea</i>	+	x=	x
<i>Silene dioica</i>	+	6	8
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 21

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 6,5

Anzahl ausgewertete Arten: 18 bzw. 85,7 % der Gesamtarten, davon 5,6 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 16,7 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 6,5

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 95,2 % der Gesamtarten

Strauchschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Euonymus europaeus</i>		5	5
<i>Fraxinus excelsior</i>		x	7
<i>Prunus padus</i>		8=	6
<i>Salix purpurea</i>		x=	x
<i>Sambucus nigra</i>		5	9

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 5

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 3 bzw. 60 % der Gesamtarten, davon 0 % (0 Arten) Wechsel- feuchte-

bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 33 % (1 Art) Überschwemmungszeiger  
 Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,75  
 Anzahl ausgewertete Arten: 4 bzw. 80 % der Gesamtarten

**Baumschicht:**

ARTEN	AM	F	N
<i>Betula pendula</i>		x	x
<i>Prunus padus</i>		8=	6

**507,0 m**

ARTEN	AM	F	N
<i>Ranunculus acris</i>	3	6	x
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	6	7
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Ranunculus repens</i>	2	7~	7
<i>Cirsium oleraceum</i>	1	7	5
<i>Lycemis flos-cuculi</i>	1	7~	x
<i>Plantago lanceolata</i>	1	x	x
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	6	7
<i>Ajuga reptans</i>	+	6	6
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	+	-	-
<i>Bromus hordeaceus</i>	+	x~	3
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	+	x	x
<i>Carex hirta</i>	+	6~	5
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	5	5

**3.5 Profil 5**

**Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:**

- bis -41,0 landwirtschaftliche Wiese (k. V.)
- 41,0 bis -32,5 Hochstauden, mit Schilf durchsetzt
- 32,5 bis -9,5 Hochstauden mit vereinzelt Schilf (früher landwirtschaftliche Wiese)
- 9,5 bis 5,0 Hochstauden/Schilf/seitl. zu beiden Seiten Gehölze (k. V.)
- 5,0 bis 50,0 Streuwiese mit Wollgräsern und vereinzelt Schilf (früher gemähter Schilfbestand)
- 50,0 bis 64,5 Streuwiese mit vereinzelt Schilf (früher gemähter Schilfbestand mit vereinzelt Jungschilfhalmen)
- 64,5 bis 72,3 dichtes Schilf mittlerer Höhe neu: um etwa 1 m weiter landwärts bis 63,5 m
- 72,3 bis 85,5 Hochständer-Schilf (dicht, kräftiger Wuchs) (k. V.)
- 85,5 bis 91,9 neu: bis etwa 90,5 m; gleich wie 72,3 m - 85,5 m, nur mit etwas mehr ASH
- 91,9 bis 95,0 neu: 90,5 m bis 95m: Schilf schütterter und niedriger

ARTEN	AM	F	N
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	+	8	7
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	5	4
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Festuca pratensis</i>	+	6	6
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium mollugo</i> agg.	+	-	-
<i>Glechoma hederacea</i>	+	6	7
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	6	6
<i>Lolium perenne</i>	+	5	7
<i>Rumex acetosa</i>	+	x	6
<i>Rumex obtusifolius</i>	+	6	9
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	5	8
<i>Trifolium pratense</i>	+	5	x
<i>Veronica chamaedrys</i>	+	5	x

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 29

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 75,9 % der Gesamtarten, davon 13,6 % (3 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,1

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 69 % der Gesamtarten

- 95,0 bis 101,0 nochmals geringfügig niedriger bei etwa gleicher Dichte wie bis 95,0 m
- 101,0 bis 111,0 neu: Seeseitiges Ende des Schilfgürtels etwa 2 m nach außen gewandert bis 113 m

**Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):**

113 m bis 77,1 m: Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7

Ab 77,1 m landeinwärts: erste *Carex-elata*-Bülten

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	3	10	7
<i>Carex elata</i>	+	10~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 2

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 10

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 50 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 0 % (0 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten



Abb. 9: Lage Profil 5

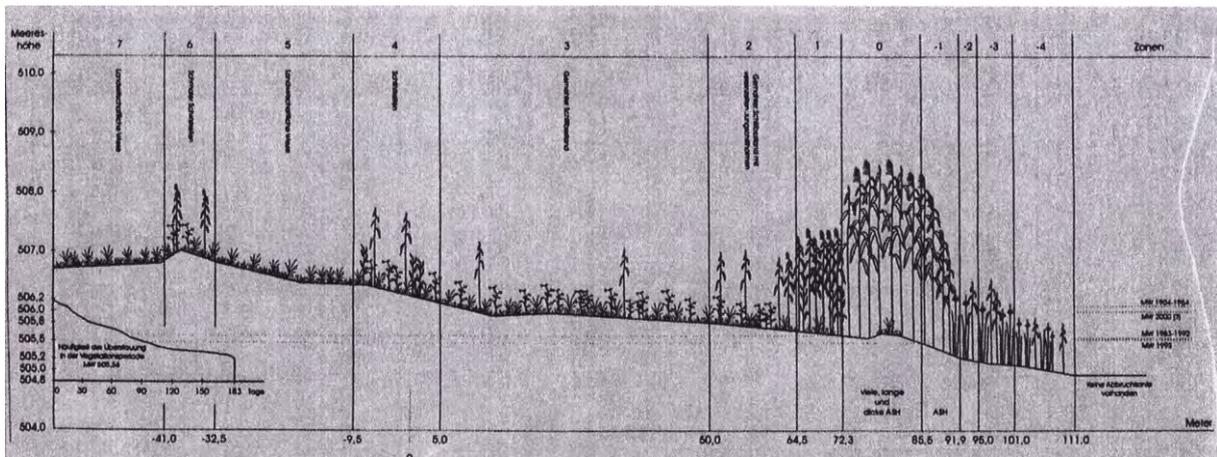


Abb. 10: Schilfzonengrafik Profil 5 (aus WIESNER 1995)

Ab 73 m landwärts:

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pendulocorus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Caricetum elatae*

Gesamtanzahl Arten: 9

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 8,4

Anzahl ausgewertete Arten: 9 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 44,4 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellüsse-Zeiger und 33,3 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 5,0

Anzahl ausgewertete Arten: 7 bzw. 77,8 % der Gesamtarten

Von 64,5 m landwärts (dichtes Schilf um etwa 1 m weiter landwärts, siehe oben):

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Carex hostiana</i>	3	9	2
<i>Carex flava agg.</i>	2	9	2
<i>Carex nigra</i>	1	8~	2
<i>Carex panicea</i>	1	8~	4
<i>Lythrum salicaria</i>	1	8~	x
<i>Senecio paludosus</i>	1	9=	6
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Juncus articulatus</i>	+	9	2
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Eriophorum latifolium</i>	+	9	2

<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Serratula tinctoria</i>	+	5	8

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Moliniënum*

Gesamtanzahl Arten: 23

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 21 bzw. 91,3 % der Gesamtarten, davon 28,6 % (6 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 19 % (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,6

Anzahl ausgewertete Arten = 20 = 87 % der Gesamtarten

Anschließend: Strauchgürtel mit Unterwuchs

Strauchschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Cornus sanguinea</i>		5	x
<i>Frangula alnus</i>		8~	x
<i>Fraxinus excelsior</i>		x	7
<i>Rhamnus cathartica</i>		4	4
<i>Salix cinerea</i>		9~	4
<i>Salix myrsinifolia</i>		7=	6
<i>Viburnum opulus</i>		x	6

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 7

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 6,6

Anzahl ausgewertete Arten: 5 bzw. 71,4 % der Gesamtarten, davon 40 % (2 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 20 % (1 Art) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,4

Anzahl ausgewertete Arten: 5 bzw. 71,4 % der Gesamtarten

Krautschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)		x	4
<i>Calamagrostis canescens</i>		9=	5
<i>Cirsium oleraceum</i>		7	5
<i>Filipendula ulmaria</i>		8	5
<i>Lysimachia vulgaris</i>		8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>		8~	x
<i>Mentha aquatica</i>		9=	5
<i>Molinia caerulea</i>		7	2
<i>Phalaris arundinacea</i>		8~	7
<i>Phragmites australis</i>		10	7
<i>Sanguisorba officinalis</i>		6~	5
<i>Senecio paludosus</i>		9=	6
<i>Succisa pratensis</i>		7	2
<i>Thalictrum lucidum</i>		8	3
<i>Urtica dioica</i>		6	9
<i>Valeriana dioica</i>		8	2
<i>Valeriana officinalis</i>		8~	5

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 17

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,9

Anzahl ausgewertete Arten: 16 bzw. 4,1% der Gesamtarten, davon 31,3% (5 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 18,8% (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,8

Anzahl ausgewertete Arten: 15 bzw. 88,2% der Gesamtarten

Anschließend: Hochstaudenwiese:

ARTEN	AM	F	N
<i>Filipendula ulmaria</i>	3	8	5
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Caltha palustris</i>	1	9=	6
<i>Lycnis flos-cuculi</i>	1	7~	x
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Ranunculus acris</i>	1	6	x
<i>Scirpus sylvaticus</i>	1	8	4
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Avena pubescens</i>	+	3	4
<i>Carex acutiformis</i>	+	9~	5
<i>Carex brizoides</i>	+	6~	3
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex flacca</i>	+	6~	4
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	5	5
<i>Cirsium oleraceum</i>	+	7	5
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	5	4
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Dactylorhiza maculata agg.</i>	+	8~	2
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Festuca pratensis</i>	+	6	6
<i>Galium mollugo agg.</i>	+	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lathyrum pratensis</i>	+	6	6
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Poa trivialis</i>	+	7	7
<i>Polygonum bistorta</i>	+	7	5
<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Rumex acetosa</i>	+	x	6
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Trifolium pratense</i>	+	5	x
<i>Trifolium repens</i>	+	5	6
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 40

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,0

Anzahl ausgewertete Arten: 2 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 30,6 % (11 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 5,6 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): = 4,7

Anzahl ausgewertete Arten: 33 bzw. 82,5 % der Gesamtarten

Fl ä c h e n a u s w e r t u n g Höhenstufen:

505,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgari-*

506,0 m

im Bereich Übergang Feuchtwiese mit Schilf / Strauchgürtel (teils beschattet) - keine Aufnahme

506,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Filipendula ulmaria</i>	3	8	5
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x

<i>Caltha palustris</i>	1	9=	6
<i>Lycchnis flos-cuculi</i>	1	7~	x
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Ranunculus acris</i>	1	6	x
<i>Scirpus sylvaticus</i>	1	8	4
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	+	x	4
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Avena pubescens</i>	+	3	4
<i>Carex acutiformis</i>	+	9~	5
<i>Carex brizoides</i>	+	6~	3
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex flacca</i>	+	6~	4
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	5	5
<i>Cirsium oleraceum</i>	+	7	5
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	5	4
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Dactylorhiza maculata agg.</i>	+	8~	2
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Festuca pratensis</i>	+	6	6
<i>Galium mollugo agg.</i>	+	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lathyrum pratensis</i>	+	6	6
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Poa trivialis</i>	+	7	7
<i>Polygonum historta</i>	+	7	5

### 3.6 Profil 6

#### Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:

- 11,2 bis -1,0 statt landwirtschaftlicher Wiese Hochstaudenflur
- 1,0 bis 0,8 schmaler Schilfstreifen existiert nicht mehr, dafür von -11,2 m bis etwa 0,8 m kleinräumiges Mosaik mit Hochstauden, Schilf, Seggen und niederen Weidenbüschen (*Salix cinerea*)
- 0,8 bis 8,0 wie bis 0,8, Schilf verdichtet sich allerdings allmählich
- 8,0 bis 12,8 Schilf mit ASH, durchschnittliche Vitalität
- 12,8 bis 21,0 Schilf mit ASH, durchschnittliche Vitalität (wie bis 12,8)
- 21,0 bis 32,0 Schilf mit ASH, durchschnittliche Vitalität (wie bis 21,0 m), Schilf aber nicht niedriger wie bei WIESNER (1995)
- 32,0 bis 40,0 wie 21,0 m bis 32,0 m
- 40,0 bis 43,9 Schilf etwa 1 m weiter seewärts bis 44,9 m
- 43,9 bis 61,5 Schwimmblatt k. V.

#### Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):

ab 31 m landwärts auch *Phalaris arundinacea* im Schilfbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	8~	7
<i>Carex gracilis</i>	1	9=	4
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Rumex acetosa</i>	+	x	6
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Trifolium pratense</i>	+	5	x
<i>Trifolium repens</i>	+	5	6
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 40

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,0

Anzahl ausgewertete Arten: 36 bzw. 90 % der Gesamtarten, davon 30,6 % (11 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 5,6 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,7

Anzahl ausgewertete Arten = 33 = 82,5 % der Gesamtarten

507,0 m:

mit vorhandenen Vermessungsdaten nicht lokalisierbar

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 4

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,5

Anzahl ausgewertete Arten: 4 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 25 % (1 Art) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 25 % (1 Art) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,5

Anzahl ausgewertete Arten: 4 bzw. 100 % der Gesamtarten

Ab 22 m landwärts Krautschicht im Schilf:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	8~	7
<i>Salix cinerea</i> (Strauchschicht)	2	9~	4
<i>Carex elata</i>	1	10~	5
<i>Carex elongata</i>	1	9~	6
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Equisetum fluviatile</i>	+	10	5
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 18

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,6

Anzahl ausgewertete Arten: 18 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 44,4 % (8 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 27,8 % (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 5,3  
Anzahl ausgewertete Arten: 16 bzw. 88,9 % der Gesamtarten



Abb. 11: Lage Profil 6

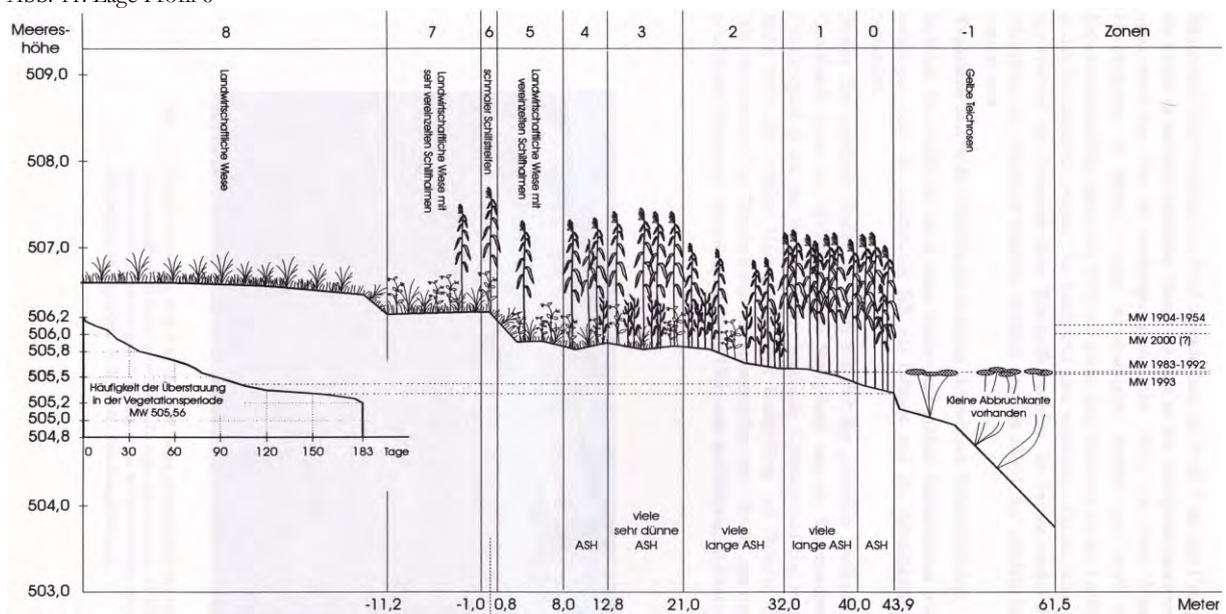


Abb. 12: Schilfzonengrafik Profil 6 (aus WIESNER 1995)

Ab 12,8 m landwärts:

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>	2	10~	5
<i>Salix cinerea</i>	2	9~	4
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	8	5
<i>Mentha aquatica</i>	1	9=	5
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Carex elongata</i>	+	9~	6

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex hostiana</i>	+	9	2
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	+	8~	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	6	6
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	+	7	2
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris* / *Caricetum elatae* (Mischbestand)

Gesamtzahl Arten: 23

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 95,7 % der Gesamtarten, davon 50 % (11 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 13,6 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,5

Anzahl ausgewertete Arten: 19 bzw. 82,6 % der Gesamtarten

Zone 5 zwischen 8,0 m und 0,8 m: ursprünglich als landwirtschaftliche Wiese mit vereinzelt Schilfhalmen beschrieben, jetzt keine Mahd mehr, Vegetation (Schilfbestand) gleich wie weiter seewärts.

Um 0 m: schmaler Schilfstreifen existiert nicht mehr, fließender Übergang in Hochstaudenflur mit vereinzelt Schilf

ARTEN	AM	F	N
<i>Filipendula ulmaria</i>	3	8	5
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Iris pseudacorus</i>	2	9=	7
<i>Caltha palustris</i>	1	9=	6
<i>Lythrum salicaria</i>	1	8~	x
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Selinum carvifolium</i>	1	7	3
<i>Succisa pratensis</i>	1	7	2
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Betonica officinalis</i>	+	x~	3
<i>Carex elongata</i>	+	9~	6
<i>Carex gracilis</i>	+	9=	4
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Festuca pratensis</i>	+	6	6
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Hypericum maculatum</i>	+	6~	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Molinia caerulea</i>	+	7	2
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Polygonum bistorta</i>	+	7	5
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Scirpus sylvaticus</i>	+	8	4
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Serratula tinctoria</i>	+	5	8
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 31

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 29 bzw. 93,5 % der Gesamtarten, davon 31 % (9 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 24 % (7 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,4

Anzahl ausgewertete Arten: 28 bzw. 90,3 % der Gesamtarten

F l ä c h e n a u s w e r t u n g Höhenstufen:

505,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

506,0 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>	2	10~	5
<i>Salix cinerea</i>	2	9~	4
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	8	5
<i>Mentha aquatica</i>	1	9=	5
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	+	x	4
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Carex elongata</i>	+	9~	6
<i>Carex hostiana</i>	+	9	2
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Dactylorhiza maculata agg.</i>	+	8~	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	6	6
<i>Lycobis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Molinia caerulea</i>	+	7	2
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8
<i>Valeriana officinalis</i>	+	8~	5
<i>Vicia cracca</i>	+	6	x

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 23

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 95,7 % der Gesamtarten, davon 50 % (11 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 13,6 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,5

Anzahl ausgewertete Arten: 19 bzw. 82,6 % der Gesamtarten

506,5 m

in landwirtschaftlicher Nutzfläche - Aufnahme nicht erfolgt (Bestand gemäht)

507,0 m

mit vorhandenen Vermessungsdaten nicht lokalisierbar (in landwirtschaftlicher Nutzfläche)

### 3.7 Profil 7

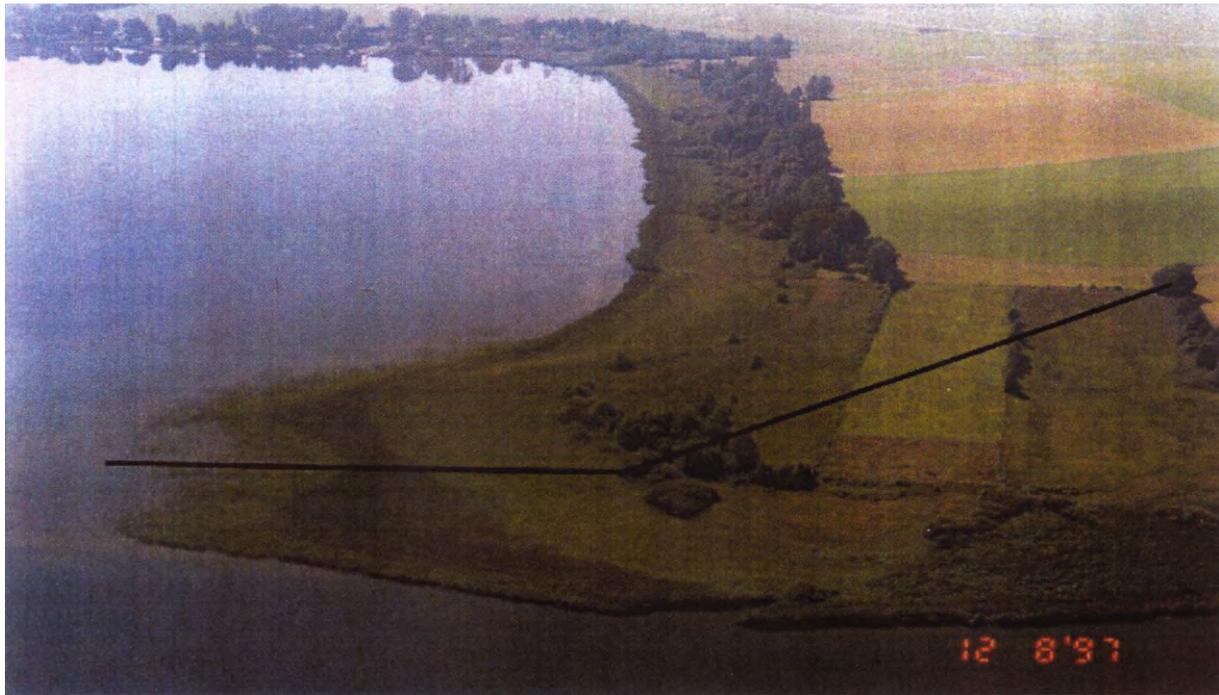


Abb. 13: Verlauf Profil 7

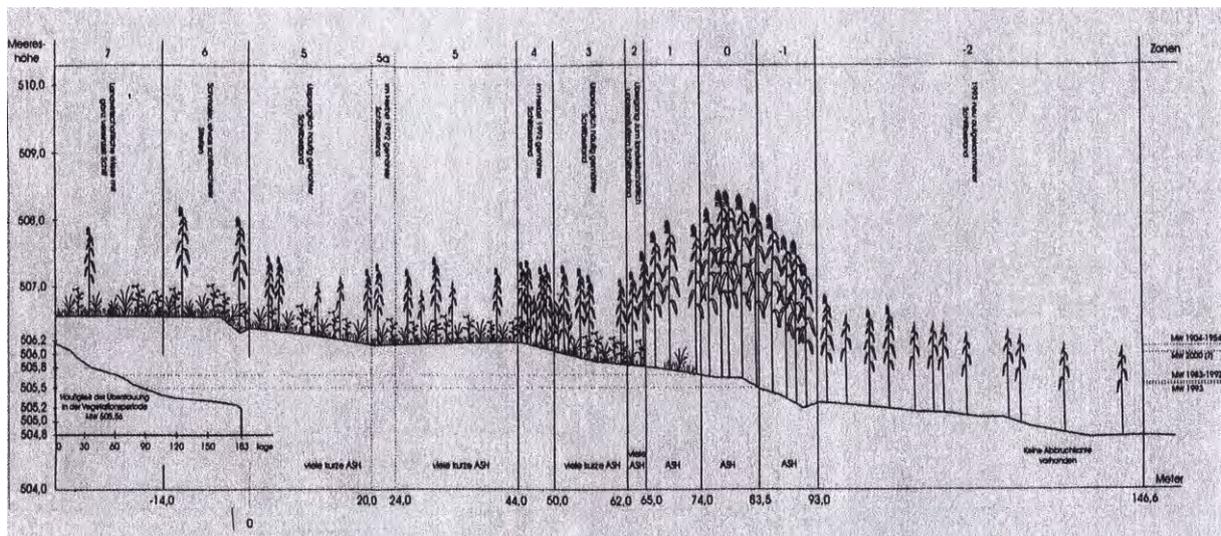


Abb. 14: Schilfzonengrafik Profil 7 (aus WIESNER 1995)

#### Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils:

bis -14,0	k. V.
-14,0 bis 0	k. V.
0 bis 20,0	Streuweise und Schilf, letzteres überwiegt eher, kurze ASH, keine Nutzung mehr
20,0 bis 24,0	wie 0 bis 20
24,0 bis 44,0	wie 0 bis 24
44,0 bis 50,0	wie 24 bis 44 (1993 dichter Schilfstreifen)

50,0 bis 65,0	Schilf noch etwas höher und dichter als zuvor, ASH
62,0 bis 65,0	Schilf noch etwas höher und dichter als zuvor, ASH
65,0 bis 74,0	Schilf sehr dicht und relativ hoch (1993 schütterer), ASH
74,0 bis 83,5	Schilf Hochständerzone (k. V.)
83,5 bis 93,0	Bestand wieder niedriger (k. V.)
93,0 bis 146,6	etwa 2 m weiter seewärts etwa bis 148,6 m

## Vegetation (vom See landwärts Richtung Ufer):

Vom See her bis 74 m Schilf-Reinbestand

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

ab 74 m landwärts vereinzelt *Carex acutiformis*, *Solanum dulcamara*, *Galium palustre* und *Equisetum fluviale* im Schilfbestand; dann allmähliche Verdichtung der Krautschicht bei ~ 67 m; der bei WIESNER (1995) beschriebene Übergang zwischen ursprünglich landwirtschaftlich genutzt/ungenutzt zwischen 65 m und 62 m verschwindet allmählich

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex acutiformis</i>	3	9~	5
<i>Calystegia sepium</i>	+	6	9
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	+	x	x
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 10

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,4

Anzahl ausgewertete Arten: 9 bzw. 90 % der Gesamtarten, davon 44,4 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 22,2 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,3

Anzahl ausgewertete Arten: 8 bzw. 80 % der Gesamtarten

Zwischen 62 m und 50 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex acutiformis</i>	3	9~	5
<i>Calystegia sepium</i>	+	6	9
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	+	x	x
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Equisetum fluviale</i>	+	10	5
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	+	9=	4
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Symphytum officinale</i>	+	7	8

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 13

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,7

Anzahl ausgewertete Arten: 12 bzw. 92,3 % der Gesamtarten, davon 33,3 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 33,3 % (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 11 bzw. 84,6 % der Gesamtarten

Zwischen 50 m und 44 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex acutiformis</i>	2	9~	5
<i>Carex panicea</i>	1	8~	4
<i>Symphytum officinale</i>	1	7	8
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Calystegia sepium</i>	+	6	9
<i>Cardamine pratensis agg.</i>	+	x	x
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex hostiana</i>	+	9	2
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 18

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,3

Anzahl ausgewertete Arten: 17 bzw. 94,4% der Gesamtarten, davon 29,4% (5 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 23,5% (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,0

Anzahl ausgewertete Arten: 16 bzw. 88,9% der Gesamtarten

Von 44 m landwärts:

Niedere Seggen (*Carex panicea*) zunehmend, Schilf aber niedriger und schwächer im Wuchs

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex panicea</i>	2	8~	4
<i>Symphytum officinale</i>	1	7	8
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	+	x	4
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Caltha palustris</i>	+	9=	6
<i>Carex flava agg.</i>	+	9	2
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Dactylorhiza maculata</i>	+	8~	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Prinella vulgaris</i>	+	5	x
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

Gesamtanzahl Arten: 20

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 19 bzw. 95 % der Gesamtarten, davon 26,3 % (5 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 21,1 % (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,4

Anzahl ausgewertete Arten: 18 bzw. 90 % der Gesamtarten

Von 20 m landwärts bis 0 m:

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex hostiana</i>	2	9	2
<i>Phragmites australis</i>	2	10	7
<i>Carex panicea</i>	1	8~	4
<i>Molinia caerulea</i>	1	7	2
<i>Schoenus ferrugineus</i>	1	8	2
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Carex flava</i> agg.	+	9	2
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Centaurea jacea</i>	+	x	x
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Epipactis palustris</i>	+	9~	2
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Eriophorum latifolium</i>	+	9	2
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Juncus articulatus</i>	+	9	2
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	+	9=	4
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Polygala amara</i>	+	4~	2
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Primula farinosa</i>	+	8~	2
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris* (landseitig artenreicher)

Gesamtzahl Arten: 27

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,3

Anzahl ausgewertete Arten: 25 bzw. 92,6 % der Gesamtarten, davon 32 % (8 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 20 % (5 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,1

Anzahl ausgewertete Arten: 24 bzw. 88,9 % der Gesamtarten

### - PROFILKNICK -

Gebüsch bzw. anschließender Wald:

Moosschicht 10 %, Strauchschicht 10 %, Baum- schicht 65 %, Krautschicht 75 %.

BHD (Brusthöhendurchmesser) *Alnus glutinosa* (Schwarzerle) max. etwa 17 cm.

ARTEN	AM	F	N
<i>Alnus glutinosa</i> (Baumschicht)	4	9=	x
<i>Carex elongata</i>	2	9~	6
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2	7~	3
<i>Frangula alnus</i> (Strauch- und Krautschicht)	2	8~	x
<i>Molinia caerulea</i>	2	7	2
<i>Carex acutiformis</i>	1	9~	5
<i>Carex elata</i>	1	10~	5
<i>Carex paniculata</i>	1	9	5
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	8	5
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Viola palustris</i>	1	9	3
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Carex flava</i> agg.	+	9	2
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	5	6
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Humulus lupulus</i>	+	8=	8
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	6	6
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x

ARTEN	AM	F	N
<i>Melampyrum sp.</i>	+	-	-
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Poa pratensis</i> agg.	+	-	-
<i>Prunus avium</i>	+	5	5
<i>Prunus padus</i>	+	8=	6
<i>Ribes nigrum</i>	+	9=	5
<i>Rubus idaeus</i>	+	x	6
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Sorbus aucuparia</i> (Keimling)	+	x	x
<i>Urtica dioica</i>	+	6	9
<i>Viburnum opulus</i>	+	x	6

Erlen-Uferwald-Fragment

Gesamtanzahl Arten: 32

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 27 bzw. 84,4 % der Gesamtarten, davon 22,2 % (6 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 25,9 % (7 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,2

Anzahl ausgewertete Arten: 26 bzw. 81,3 % der Gesamtarten

Nachfolgende Wiese: vom Waldrand weg 8,9 m

Strauchschicht (mit ca. 10 %):

ARTEN	AM	F	N
<i>Betula pubescens</i>	2	8	3
<i>Frangula alnus</i>	1	8~	x
<i>Alnus glutinosa</i>	+	9=	x
<i>Salix cinerea</i>	+	9~	4

Krautschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Frangula alnus</i>	1	8~	x
<i>Selinum carvifolium</i>	1	7	3
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	1	9	1
<i>Alnus glutinosa</i>	+	9=	x
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Betula pubescens</i>	+	8	3
<i>Carex nigra</i>	+	8~	2
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	+	7	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Salix cinerea</i>	+	9~	4
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Valeriana dioica</i>	+	8	2

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum* (sehr heterogen), mit *Oxycocco-Sphagnetum* (Bülten)

Gesamtzahl Arten: 20

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 18 bzw. 90 % der Gesamtarten, davon 50 % (9 Arten) Wechsel- feuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 11,1 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 2,7

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 70 % der Gesamtarten

Daran anschließend landwärts 41,6 m:

Moosschicht bis 20 %, Krautschicht 40 - 45 %, Strauchschicht im O des Transektes etwa 15 % (0,5 - 1 m hoch), im W etwa 2 %.

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	1	8~	2
<i>Frangula alnus</i>	1	8~	x
<i>Potentilla erecta</i>	1	x	2
<i>Trichophorum alpinum</i>	1	10	2
<i>Calluna vulgaris</i>	+	x	1
<i>Carex echinata</i>	+	8~	2
<i>Drosera rotundifolia</i>	+	9	1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Eriophorum latifolium</i>	+	9	2
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	+	7	1
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Rhynchospora alba</i>	+	9=	2
<i>Salix sp.</i>	+	-	-
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	+	9	1
<i>Vaccinium uliginosus</i>	+	x	3

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Molinietum* (saure Variante)

Gesamtanzahl Arten: 16

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,3

Anzahl ausgewertete Arten: 12 bzw. 75 % der Gesamtarten, davon 25 % (3 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 16,7 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 2,0

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 87,5 % der Gesamtarten

Daran anschließend landwärts 7,0 m bis zu 0,3 m breitem Graben:

Moosschicht etwa 3 % (weniger Torfmoose, Entwässerung durch Graben), Krautschicht 95 %, Strauchschicht 5 % (Birken, Faulbaum, wenige Weiden).

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Lycopus europaeus</i>	1	9=	7
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Potentilla erecta</i>	1	x	2
<i>Selinum carvifolium</i>	1	7	3
<i>Trichophorum alpinum</i>	1	10	2
<i>Antioxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Carex echinata</i>	+	8~	2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Sorbus aucuparia</i>	+	x	x

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Molinietum*, saure Variante

Gesamtanzahl Arten: 12

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 9 bzw. 75 % der Gesamtarten, davon 22,2 % (2 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 22,2 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,3

Anzahl ausgewertete Arten: 9 bzw. 75 % der Gesamtarten

Graben: Breite etwa 0,5 m, mit Ufer (Aufnahme) etwa 1 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex elata</i>	3	10~	5
<i>Carex paniculata</i>	3	9	5
<i>Lycopus europaeus</i>	2	9=	7
<i>Antioxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Carex canescens</i>	1	9	2
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	1	7	2
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Potentilla erecta</i>	1	x	2
<i>Primula farinosa</i>	1	8~	2
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Lycobis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Plantago lanceolata</i>	+	x	x
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Salix sp.</i>	+	-	-
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Trollius europaeus</i>	+	7	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: Fragment des *Caricetum elatae*

Gesamtanzahl Arten: 19

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,1

Anzahl ausgewertete Arten: 15 bzw. 78,9% der Gesamtarten, davon 26,7% (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 20% (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 4,0

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 73,7% der Gesamtarten

Ab Graben 27,5 m landwärts:

Moosschicht bis 45 %, Krautschicht 98 %.

ARTEN	AM	F	N
<i>Antioxanthum odoratum</i>	3	x	x
<i>Carex echinata</i>	2	8~	2
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Ranunculus acris</i>	2	6	x
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	7~	3
<i>Senecio paludosus</i>	1	9=	6
<i>Carex leporina</i>	+	7~	3
<i>Carex pallescens</i>	+	6~	3
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Dactylorhiza maculata</i>	+	8~	2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Hypericum maculatum</i>	+	6~	2
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Juncus effusus</i>	+	7	4
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Lycopus europaeus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	?	8~	x
<i>Molinia caerulea</i>	+	7	2
<i>Plantago lanceolata</i>	+	x	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Primula farinosa</i>	+	8~	2
<i>Prunella vulgaris</i>	+	5	x
<i>Quercus robur</i>	+	x	x
<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Trifolium pratense</i>	+	5	x
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Gesamtanzahl Arten: 29

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,2

Anzahl ausgewertete Arten: 25 bzw. 86,2 % der Gesamtarten, davon 48 % (12 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 16 % (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,5

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 75,9 % der Gesamtarten

bis etwa 1,5 m vom Graben weg zusätzlich:

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Landwärts auf 6,8 m daran anschließend: Feuchtfläche 1

Moosschicht 15 %, Krautschicht 45 %

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Carex rostrata</i>	2	10	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	x	x
<i>Carex canescens</i>	1	9	2
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Eriophorum angustifolium</i>	1	9=	2
<i>Juncus effusus</i>	1	7	4
<i>Menyanthes trifoliata</i>	1	9=	3
<i>Ranunculus repens</i>	1	7~	7
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Prunella vulgaris</i>	+	5	x
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Keine Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 16

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 7,9

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 87,5 % der Gesamtarten, davon 28,6 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 21,4 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 3,4

Anzahl ausgewertete Arten: 12 bzw. 75 % der Gesamtarten

Daran anschließend: Feuchtfläche 2

ARTEN	AM	F	N
<i>Carex echinata</i>	3	8~	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Carex canescens</i>	2	9	2
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Juncus effusus</i>	1	7	4
<i>Ranunculus repens</i>	1	7~	7
<i>Betonica officinalis</i>	+	x~	3
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	9=	2
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Glyceria plicata (=notata)</i>	+	10~	8
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Plantago lanceolata</i>	+	x	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Prunella vulgaris</i>	+	5	x
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6

Keine Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 18

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 7,9

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 77,8 % der Gesamtarten, davon 42,9 % (6 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 28,6 % (4 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 4,2

Anzahl ausgewertete Arten: 13 bzw. 72,2 % der Gesamtarten

Anschließend 47,40 m: wie vorher, nur *Ranunculus repens* (+) und *Agrostis tenuis* (1)

ARTEN	AM	F	N
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Carex echinata</i>	3	8~	2
<i>Carex nigra</i>	2	8~	2
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	1	x	4
<i>Juncus effusus</i>	1	7	4
<i>Betonica officinalis</i>	+	x~	3
<i>Carex canescens</i>	+	9	2
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Prunella vulgaris</i>	+	5	x
<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Keine Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 16

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 12 bzw. 75 % der Gesamtarten, davon 33,3 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 25 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 3,9

Anzahl ausgewertete Arten: 13 bzw. 81,3 % der Gesamtarten

Anschließend Vernässung (9,6 m):

ARTEN	AM	F	N
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Carex canescens</i>	2	9	2
<i>Carex echinata</i>	1	8~	2
<i>Carex elata</i>	1	10~	5
<i>Carex nigra</i>	1	8~	2
<i>Glyceria plicata (=notata)</i>	1	10~	8
<i>Agrostis capillaris (=tenuis)</i>	+	x	4
<i>Ajuga reptans</i>	+	6	6
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	6	7
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Juncus articulatus</i>	+	9	2
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Potentilla erecta</i>	+	x	2
<i>Ranunculus repens</i>	+	7~	7
<i>Senecio paludosus</i>	+	9=	6

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 16

Durchschnittliche Feuchtezahl (F): 7,8

Anzahl ausgewertete Arten: 13 bzw. 81,3 % der Gesamtarten, davon 53,8 % (7 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnässe-Zeiger und 7,7 % (1 Art) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche Stickstoffzahl (N): 4,4

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 87,5 % der Gesamtarten

Anschließend: wie vor Vernässung (3 m)

Anschließend: Graben, Baum- / Strauchreihe entlang des Grabens (5 m)

Strauchschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Betula pendula</i>		x	x
<i>Frangula alnus</i>		8~	x
<i>Salix cinerea</i>		9~	4

Krautschicht:

ARTEN	AM	F	N
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Betula verrucosa</i>		x	x
<i>Carex canescens</i>		9	2
<i>Carex gracilis</i>		9=	4
<i>Carex nigra</i>		8~	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>		7~	3
<i>Epilobium hirsutum</i>		8=	8
<i>Frangula alnus</i>		8~	x
<i>Lychnis flos-cuculi</i>		7~	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>		8~	x
<i>Molinia caerulea</i>		7	2
<i>Polygonum bistorta</i>		7	5
<i>Potentilla erecta</i>		x	2
<i>Salix cinerea</i>		9~	4
<i>Selinum carvifolium</i>		7	3
<i>Sorbus aucuparia</i>		x	x
<i>Viola palustris</i>		9	3

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 20

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,0

Anzahl ausgewertete Arten: 15 bzw. 75 % der Gesamtarten, davon 53,3 % (8 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 13,3 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,5

Anzahl ausgewertete Arten: 12 bzw. 60 % der Gesamtarten

Etwa 14 m nach Graben: zusätzlich *Betula pendula* und *Phragmites australis* zu nachfolgender Aufnahme.

Pfeifengraswiese: 74 m; Moosschicht 40 %, Krautschicht 75 %, vereinzelt Strauchschicht (*Frangula alnus*, *Salix* sp., *Betula pendula*)

ARTEN	AM	F	N
<i>Molinia caerulea</i>	4	7	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	x	x
<i>Potentilla erecta</i>	2	x	2
<i>Viola palustris</i>	1	9	3
<i>Agrostis capillaris</i> (=tenuis)	+	x	4
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	6	7
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Cardamine pratensis</i> agg.	+	x	x
<i>Carex flava</i> agg.	+	9	2
<i>Carex panicea</i>	+	8~	4
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	+	8~	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Galeopsis</i> sp.	+	-	-
<i>Galium mollugo</i> agg.	+	-	-
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	6	6
<i>Luzula campestris</i>	+	4	3
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	7~	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Plantago lanceolata</i>	+	x	x
<i>Polygonum bistorta</i>	+	7	5
<i>Ranunculus acris</i>	+	6	x
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	6~	5
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3

ARTEN	AM	F	N
<i>Succisa pratensis</i>	+	7	2
<i>Vicia sepium</i>	+	5	5

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Selino-Molinietum*

Gesamtanzahl Arten: 29

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 7,1

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 75,9 % der Gesamtarten, davon 31,8 % (7 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 9,1 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 3,9

Anzahl ausgewertete Arten: 20 bzw. 69 % der Gesamtarten

Anschließend (12,4 m):

ARTEN	AM	F	N
<i>Filipendula ulmaria</i>	2	8	5
<i>Cirsium oleraceum</i>	1	7	5
<i>Galium mollugo</i> agg.	1	-	-
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Rubus idaeus</i>	1	x	6
<i>Angelica sylvestris</i>	+	8	4
<i>Centaurea jacea</i>	+	x	x
<i>Dactylis glomerata</i>	+	5	6
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Equisetum palustre</i>	+	8	3
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Heracleum sphondylium</i>	+	5	8
<i>Holcus lanatus</i>	+	6	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lamium maculatum</i>	+	6	8
<i>Lotus corniculatus</i> agg.	+	4	3
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	8~	7
<i>Phleum pratense</i>	+	5	7
<i>Plantago lanceolata</i>	+	x	x
<i>Potentilla anserina</i>	+	6~	7
<i>Stellaria graminea</i>	+	5	3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+	5	8
<i>Thalictrum lucidum</i>	+	8	3
<i>Trifolium pratense</i>	+	5	x
<i>Urtica dioica</i>	+	6	9

Keine pflanzensoziologische Zuordnung

Gesamtanzahl Arten: 26

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 6,7

Anzahl ausgewertete Arten: 22 bzw. 84,6 % der Gesamtarten, davon 18,2 % (4 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechsellnasse-Zeiger und 9,1 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,6

Anzahl ausgewertete Arten: 21 bzw. 80,8 % der Gesamtarten

Anschließend: Gehölzgruppe aus *Prunus padus*, *Alnus glutinosa*, *Euonymus europaeus*.

Anschließend: Fettwiese.

F l ä c h e n a u s w e r t u n g Höhenstufen:

505,5 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7

Pflanzensoziologische Zuordnung: *Phragmitetum vulgaris*

506,0 m

ARTEN	AM	F	N
<i>Phragmites australis</i>	5	10	7
<i>Carex elata</i>	3	10~	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	8~	7

ARTEN	AM	F	N
<i>Calystegia sepium</i>	+	6	9
<i>Galium palustre</i>	+	9=	4
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Symphytum tuberosum</i>	+	6	5

Gesamtanzahl Arten: 8

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,3

Anzahl ausgewertete Arten: 8 bzw. 100 % der Gesamtarten, davon 37,5 % (3 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechselnässe-Zeiger und 25 % (2 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 6,0

Anzahl ausgewertete Arten: 7 bzw. 87,5 % der Gesamtarten

506,5 m

direkt hinter den Sträuchern (*Frangula alnus*); torfmoosreicher Untergrund (*Sphagnum sp.*)

ARTEN	AM	F	N
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	8~	7
<i>Molinia caerulea</i>	1	7	2
<i>Phragmites australis</i>	1	10	7
<i>Frangula alnus</i>	+	8~	x
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	x	x
<i>Carex elata</i>	+	10~	5
<i>Cirsium palustre</i>	+	8	3

ARTEN	AM	F	N
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7~	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	8	5
<i>Iris pseudacorus</i>	+	9=	7
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	8~	x
<i>Lythrum salicaria</i>	+	8~	x
<i>Mentha aquatica</i>	+	9=	5
<i>Rubus idaeus</i>	+	x	6
<i>Selinum carvifolium</i>	+	7	3
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	+	8=	7
<i>Urtica dioica</i>	+	6	9
<i>Viola palustris</i>	+	9	3

Gesamtanzahl Arten: 18

Durchschnittliche F e u c h t e z a h l (F): 8,1

Anzahl ausgewertete Arten: 16 bzw. 88,9 % der Gesamtarten, davon 37,5 % (6 Arten) Wechselfeuchte- bzw. Wechselnässe-Zeiger und 18,8 % (3 Arten) Überschwemmungszeiger

Durchschnittliche S t i c k s t o f f z a h l (N): 5,1

Anzahl ausgewertete Arten: 14 bzw. 77,8 % der Gesamtarten

507,0 m

mit den derzeit vorhandenen Vermessungsdaten kein exakter Punkt festlegbar!

### 3.8 Statistische Auswertung Schilfvitalität:

In die Statistik gingen insgesamt 2048 Halme ein.

#### 3.8.1 Probenahmestellen mit Bezug zum Meeresniveau

siehe WIESNER (1995; S. 133).

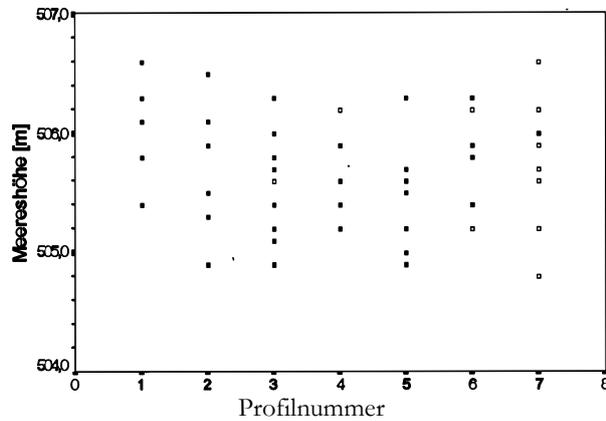


Abb. 15: Probenahmestellen in Bezug zur Meereshöhe

**3.8.2 Halmlänge** (Abbildung 16), siehe WIESNER (1995; S. 130), Gesamtanalyse, Halmlängen-Mittelwerte, CI 95%, N (Halmanzahl) = 1080, abgebrochene Halme (Klasse HaB) nicht berücksichtigt.

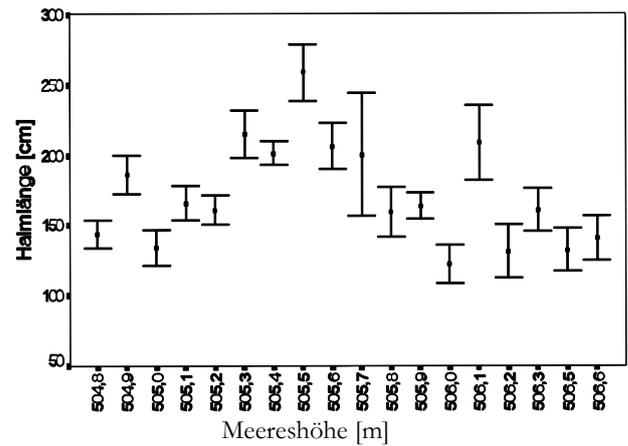


Abb. 16: Halmlänge in Bezug zur Meereshöhe

#### 3.8.3 Halmlängenverlauf an den Profilen in Bezug zur Meereshöhe; siehe WIESNER (1995, S. 135).

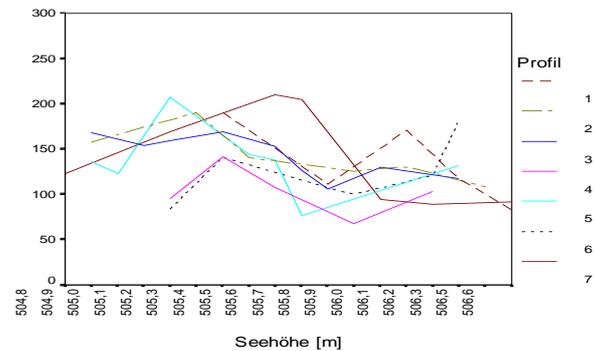


Abb. 17: Halmlängenverlauf an den Profilen

Die Tabellen 1a und 1b stellen Stichprobengröße, Mittelwert und Standardabweichung der Halmlängen an den Profilen im Vergleich zu WIESNER (1995) dar.

Tab. 1a: Mittelwert und Standardabweichung aller Halme je Profil, ausgenommen die Halme der Halmklasse HaB (abgebrochene Halme).

	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Profil 6	Profil 7
Stichprobengröße	65	102	220	127	87	88	187
Halmlängenmittelwert (cm)	237,4	190,5	183,6	146,3	167,7	145,4	162,6
Standardabweichung	62,018	51,918	46,156	50,610	70,466	43,592	66,632

Tab. 1b: Mittelwert und Standardabweichung aller Halme je Profil, ausgenommen die Halme der Halmklasse HaB (abgebrochene Halme) aus WIESNER (1995).

	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Profil 6	Profil 7
Stichprobengröße	128	147	198	99	96	201	129
Halmlängenmittelwert (cm)	208,4	171,4	151,6	177,6	200,9	160,9	164,6
Standardabweichung	31,449	51,126	26,875	32,737	39,130	22,921	31,269

**3.8.4 Basaldurchmesser** (Abbildung 18),  
siehe WIESNER (1995; S. 132),

Gesamtanalyse, Basaldurchmesser- Mittelwerte, CI 95%, N (Halmanzahl) = 1080, abgebrochene Halme (Klasse HaB) nicht berücksichtigt.

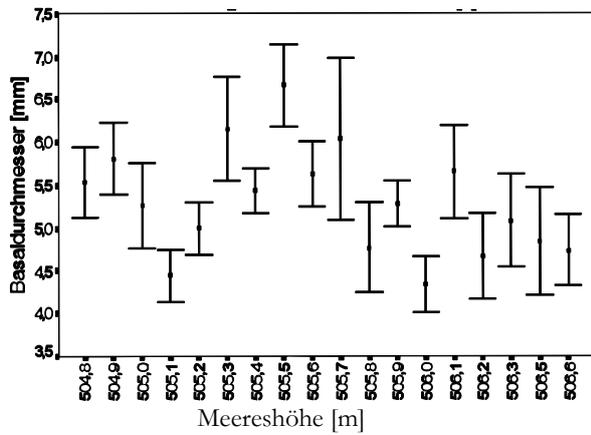


Abb. 18: Basaldurchmesser in Bezug zur Meereshöhe

Die Tabellen 2a und 2b stellen Stichprobengröße, Mittelwert und Standardabweichung der Basaldurch-

messer an den Profilen im Vergleich zu WIESNER (1995) dar.

Tab. 2a: Basaldurchmesser - Mittelwert und Standardabweichung aller Halme je Profil, inklusive Halme der Halmklasse Hab (abgebrochene Halme)

	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Profil 6	Profil 7
Stichprobengröße	227	211	388	299	154	224	545
Basaldurchmesser (mm)	6,70	6,03	4,91	5,22	5,67	4,40	5,02
Standardabweichung	1,751	1,467	1,155	1,639	1,85	1,093	1,560

Tab. 2b: Basaldurchmesser - Mittelwert und Standardabweichung aller Halme je Profil, inklusive Halme der Halmklasse Hab (abgebrochene Halme) aus WIESNER (1995)

	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Profil 6	Profil 7
Stichprobengröße	171	199	211	114	103	211	137
Basaldurchmesser (mm)	6,52	5,54	4,81	5,54	6,91	5,29	6,22
Standardabweichung	1,805	2,013	1,157	1,723	2,141	1,429	1,940

### 3.8.5 Lineare Regression zwischen Basaldurchmesser und Halmlänge

siehe WIESNER (1995; S. 137)

Vorgaben wie bei 3.8.1., CI 95%, N (Halmanzahl) = 1080, abgebrochene Halme (Klasse HaB) nicht berücksichtigt

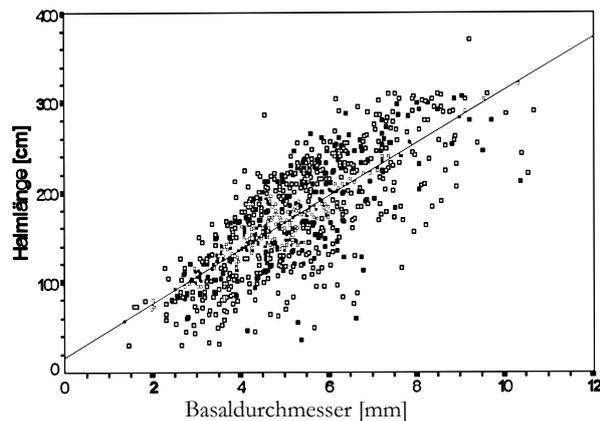


Abb. 19: Lineare Regression Basaldurchmesser - Halmlänge  
 $y = 16,841 + 29,790x$ ,  $r = 0,769$

### 3.8.7 Schilfvitalität – die Profilzonen im Vergleich zu 1993 (WIESNER 1995).

Die nachfolgende Gegenüberstellung (Tabelle 3) dient zum Vergleich der bei der vorliegenden Erhebung gemessenen Durchschnittswerte der Parameter

Tab. 3: Vergleich Schilfvitalität

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<u>Profil 1</u>		<u>Profil 1</u>	
Zone		Zone	
3	Lst = 83,1 Db = 5,42 H/m <sup>2</sup> = 168,8	3	Lst = 171,0 Db = 5,67 H/m <sup>2</sup> = 34,4
2	Lst = 117,2 Db = 5,95 H/m <sup>2</sup> = 143,8	2	Lst = 155,4 Db = 5,06 H/m <sup>2</sup> = 55,2
1	Lst = 170,8 Db = 6,96 H/m <sup>2</sup> = 287,5	1	Lst = 185,3 Db = 6,19 H/m <sup>2</sup> = 68,8
0	Lst = 111,3 Db = 6,33 H/m <sup>2</sup> = 381,3	0	Lst = 250,8 Db = 7,52 H/m <sup>2</sup> = 67,2
-1	Lst = 190,6 Db = 7,60 H/m <sup>2</sup> = 69	-1	Lst = 132,6 Db = 6,55 H/m <sup>2</sup> = 62,5

### 3.8.6 Halmdichte, siehe WIESNER (1995; S. 49)

inklusive Halmklasse HaB (abgebrochene Halme)

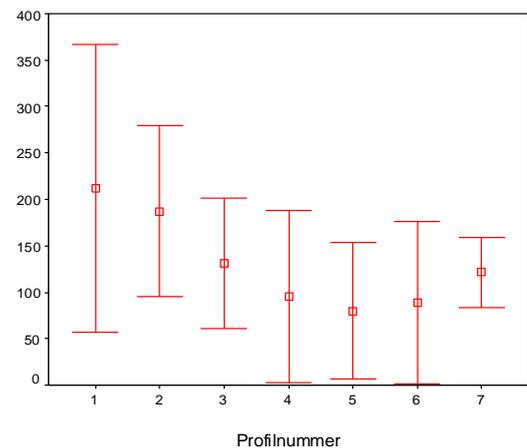


Abb. 20: Halmdichte an den Profilen  
 Halmlänge (Lst), Basaldurchmesser (Db) und Halmdichte (H/m<sup>2</sup>) mit jenen von 19934 (WIESNER 1995). Die Zuordnung der Zonen erfolgte gemäß den Schilfzonengrafiken der einzelnen Profile nach WIESNER (1995).

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<u>Profil 2</u>		<u>Profil 2</u>	
Zone		Zone	
3	Lst = 108,6 Db = 4,85 H/m <sup>2</sup> = 37	3	Lst = 141,9 Db = 5,38 H/m <sup>2</sup> = 35,4
2	Lst = 130,4 Db = 4,89 H/m <sup>2</sup> = 143,8	2	Lst = 131,5 Db = 5,03 H/m <sup>2</sup> = 43,8
1	Lst = 125,8 Db = 5,99 H/m <sup>2</sup> = 218,8	1	Lst = 136,8 Db = 4,44 H/m <sup>2</sup> = 25,0
0	Lst = 140,7 Db = 6,49 H/m <sup>2</sup> = 231,3	0	Lst = 214,1 Db = 6,58 H/m <sup>2</sup> = 85,4
-1	Lst = 190,3 Db = 6,39 H/m <sup>2</sup> = 200	-1	Lst = 148,8 Db = 5,66 H/m <sup>2</sup> = 118,8
-3	Lst = 158,0 Db = 6,91 H/m <sup>2</sup> = 293,8	-3	Lst = 144,5 Db = 5,60 H/m <sup>2</sup> = 250,0

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<b>Profil 3</b>		<b>Profil 3</b>	
Zone		Zone	
5	Lst = 117,8 Db = 4,97 H/m <sup>2</sup> = 17	5	Lst = 111,0 Db = 4,99 H/m <sup>2</sup> = 6,3
4	Lst = 130,4 Db = 4,63 H/m <sup>2</sup> = 50	4	Lst = 134,3 Db = 4,75 H/m <sup>2</sup> = 37,5
3	Lst = 105,7 Db = 4,89 H/m <sup>2</sup> = 58	3	Lst = 111,9 Db = 4,23 H/m <sup>2</sup> = 37,5
2	Lst = 126,3 Db = 4,77 H/m <sup>2</sup> = 112,5	2	Lst = 138,2 Db = 4,79 H/m <sup>2</sup> = 43,8
1	Lst = 152,9 Db = 5,68 H/m <sup>2</sup> = 150,0	1	Lst = 185,4 Db = 5,47 H/m <sup>2</sup> = 34,4
0	Lst = 169,0 Db = 5,06 H/m <sup>2</sup> = 111	0	Lst = 195,0 Db = 5,15 H/m <sup>2</sup> = 115,6
-1	Lst = 159,2 Db = 5,10 H/m <sup>2</sup> = 275	-1	Lst = 174,7 Db = 4,94 H/m <sup>2</sup> = 162,5
-2	Lst = 154,1 Db = 4,39 H/m <sup>2</sup> = 275	-2	Lst = 133,7 Db = 4,70 H/m <sup>2</sup> = 96,9
-3	Lst = 167,8 Db = 4,84 H/m <sup>2</sup> = 137,5	-3	Lst = 136,7 Db = 4,25 H/m <sup>2</sup> = 18,0

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<b>Profil 4</b>		<b>Profil 4</b>	
Zone		Zone	
3	Lst = 103,4  Db = 5,17 H/m <sup>2</sup> = 28	3	Lst = 178,1 Db = 5,10 H/m <sup>2</sup> = 34,4
2	Lst = 67,6 Db = 5,20 H/m <sup>2</sup> = 59	2	Lst = 143,9 Db = 4,52 H/m <sup>2</sup> = 58,8
1	Lst = 107,8 Db = 5,70 H/m <sup>2</sup> = 53	1	Lst = 182,3 Db = 5,83 H/m <sup>2</sup> = 87,5
0	Lst = 141,7 Db = 6,16 H/m <sup>2</sup> = 212,5	0	Lst = 235,0 Db = 6,62 H/m <sup>2</sup> = 75,0
-1	Lst = 95,5 Db = 4,78 H/m <sup>2</sup> = 125	-1	Lst = 158,3 Db = 5,83 H/m <sup>2</sup> = 37,5

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<b>Profil 5</b>		<b>Profil 5</b>	
Zone		Zone	
6 (gemäht)	Lst = k.A. (ge- mäht) Db = k. A. H/m <sup>2</sup> = k. A.	6	Lst = 111,5 Db = 4,17 H/m <sup>2</sup> = 4,0
4 (gemäht)	Lst = 131,6 Db = 4,19 H/m <sup>2</sup> = 16	4	Lst = 136,0 Db = 6,26 H/m <sup>2</sup> = 2,0
2	Lst = 76,3 Db = 3,73 H/m <sup>2</sup> = 16	2	Lst = 111,7 Db = 5,03 H/m <sup>2</sup> = 3,5
1	Lst = 138,0 Db = 5,01 H/m <sup>2</sup> = 187,5	1	Lst = 172,2 Db = 5,89 H/m <sup>2</sup> = 96,9
0	Lst = 143,9 Db = 7,51 H/m <sup>2</sup> = 181,3	0	Lst = 299,1 Db = 9,14 H/m <sup>2</sup> = 47,9
-1	Lst = 207,2 Db = 7,59 H/m <sup>2</sup> = 112,5	-1	Lst = 232,2 Db = 7,84 H/m <sup>2</sup> = 54,2
		-3	Lst = 143,1 Db = 6,41 H/m <sup>2</sup> = 9,0

-3	Lst = 122,5 Db = 5,28 H/m <sup>2</sup> = 37	-4	Lst = 79,0 Db = 3,82 H/m <sup>2</sup> = 1
-4	Lst = 136,6 Db = 5,88 H/m <sup>2</sup> = 8		

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<b>Profil 6</b>		<b>Profil 6</b>	
Zone		Zone	
7	Lst = 182,3 Db = 6,15 H/m <sup>2</sup> = 3	7	Lst = 130,0 Db = k.A. H/m <sup>2</sup> = 0,04
6	Lst = 121,1 Db = 4,03 H/m <sup>2</sup> = 7	6	Lst = 144,0 Db = 5,97 H/m <sup>2</sup> = 12,5
5	Lst = 100,1 Db = 4,65 H/m <sup>2</sup> = 9	5	Lst = 140,0 Db = k.A. H/m <sup>2</sup> = 0,5
4	Lst = 99,6 Db = 3,72 H/m <sup>2</sup> = 42	4	Lst = 142,6 Db = 5,52 H/m <sup>2</sup> = 31,3
3	Lst = 117,6 Db = 4,33 H/m <sup>2</sup> = 193,8	3	Lst = 152,7 Db = 5,84 H/m <sup>2</sup> = 68,8
2	Lst = 84,0 Db = 4,56 H/m <sup>2</sup> = 70	2	Lst = 123,4 Db = 4,69 H/m <sup>2</sup> = 25,0
1	Lst = 151,7 Db = 4,87 H/m <sup>2</sup> = 293,8	1	Lst = 157,9 Db = 5,13 H/m <sup>2</sup> = 113,8
0	Lst = 94,4 Db = 3,96 H/m <sup>2</sup> = 93,8	0	Lst = 171,3 Db = 5,33 H/m <sup>2</sup> = 187,5

Vorliegende Erhebung:		Erhebung 1993 (WIESNER 1995):	
<b>Profil 7</b>		<b>Profil 7</b>	
Zone		Zone	
6	Lst = 91,6 Db = 4,58 H/m <sup>2</sup> = 98	6	Lst = 151,6 Db = 5,26 H/m <sup>2</sup> = 5,0
5	Lst = 88,7 Db = 4,28 H/m <sup>2</sup> = 84	5	Lst = 105,2 Db = 4,29 H/m <sup>2</sup> = 27,1
4	Lst = 94,4 Db = 4,23 H/m <sup>2</sup> = 91	4	Lst = 116,7 Db = 4,50 H/m <sup>2</sup> = 75,0
3	Lst = 132,4 Db = 4,77 H/m <sup>2</sup> = 132	3	Lst = 115,1 Db = 4,32 H/m <sup>2</sup> = 34,4
1	Lst = 204,4 Db = 7,84 H/m <sup>2</sup> = 168,8	1	Lst = 220,2 Db = 6,74 H/m <sup>2</sup> = 21,9
0	Lst = 210,0 Db = 8,00 H/m <sup>2</sup> = 150	0	Lst = 274,6 Db = 8,31 H/m <sup>2</sup> = 62,5
-1	Lst = 169,2 Db = 6,60 H/m <sup>2</sup> = 187,5	-1	Lst = 12,5 H/m <sup>2</sup> = 12,5
-2	Lst = 123,0 Db = 5,28 H/m <sup>2</sup> = 59	-1	Lst = 221,9 Db = 7,26 H/m <sup>2</sup> = 59,4
		-2	Lst = 136,3 Db = 6,31

### 3.8 Verteilung der Halmklassen an den Profilen

Abkürzungen zu Tabelle 4 und Abbildung 21:

HmR = Halme mit Rispe

HvR = Halme mit veränderter Rispenbildung

HoR = Halme ohne Rispe

Hab = abgebrochene Halme

Tab. 4. Verteilung der Halmklassen an den Profilen in %

	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5	Profil 6	Profil 7
HmR	12,8	19	19	8,4	12,3	11,2	10,3
HvR	0	0,5	0,3	2,3	1,3	0,9	0
HoR	15,8	28,9	37,4	31,8	42,9	27,2	24
Hab	71,4	51,6	43,3	57,5	43,5	60,7	65,7

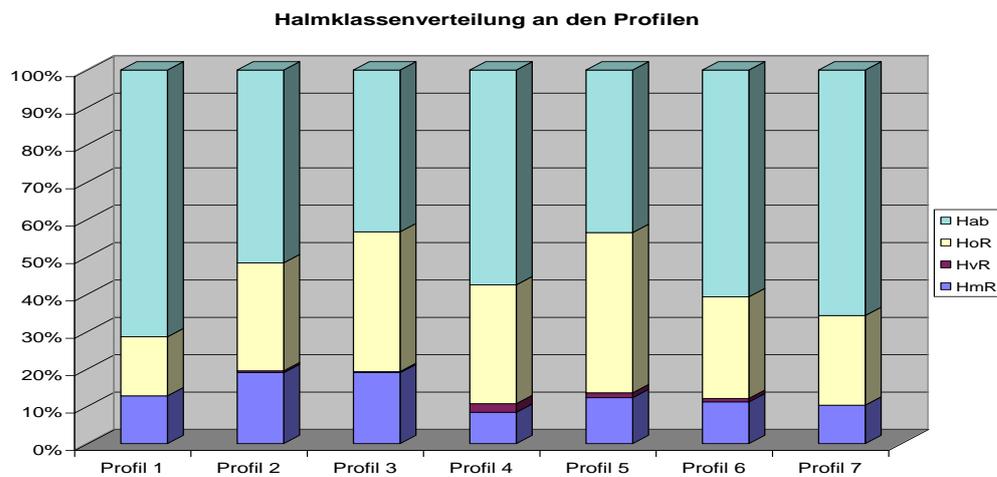
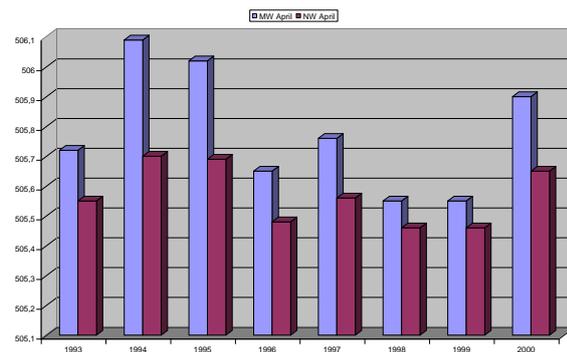
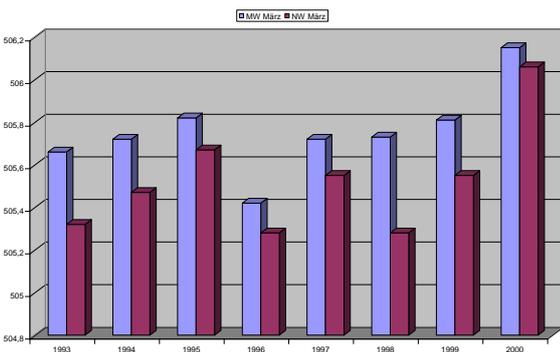
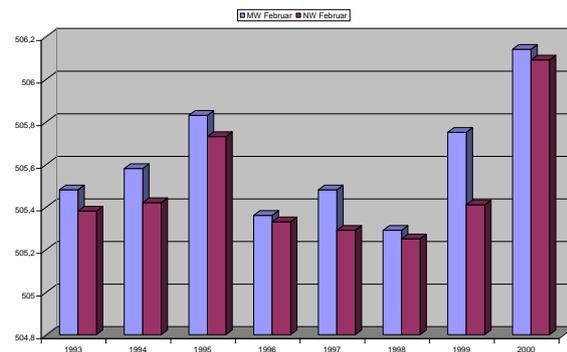
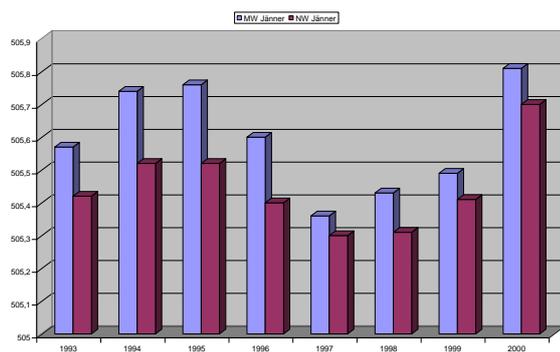
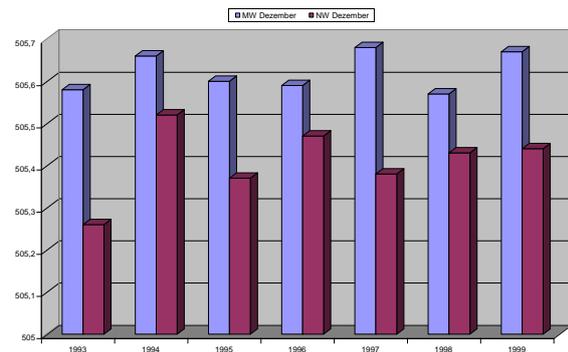
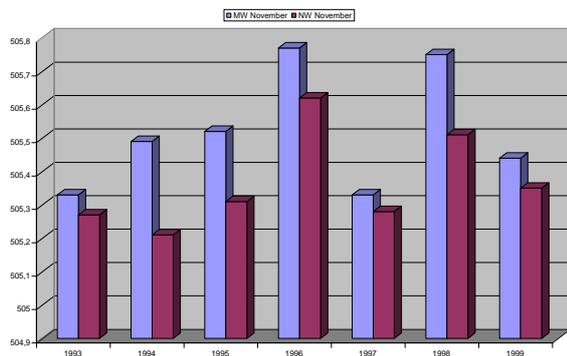
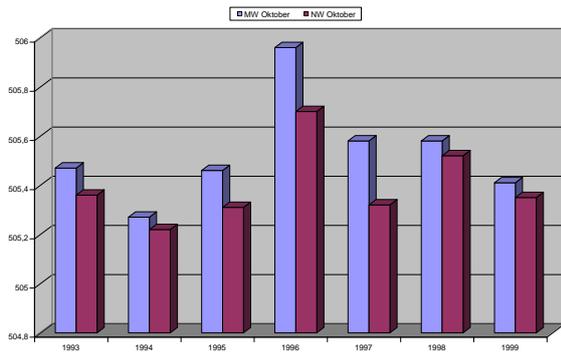
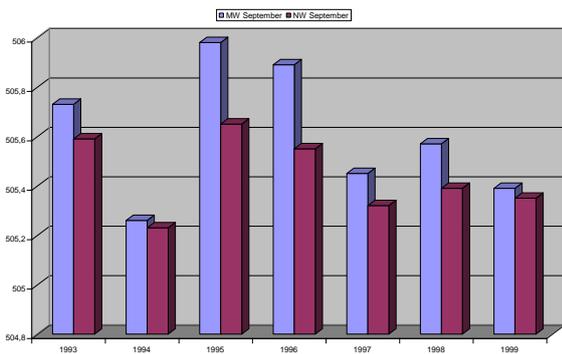
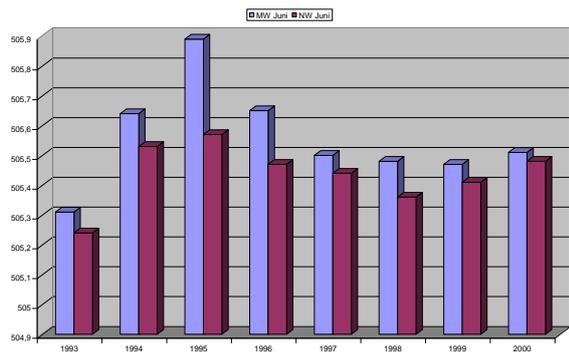
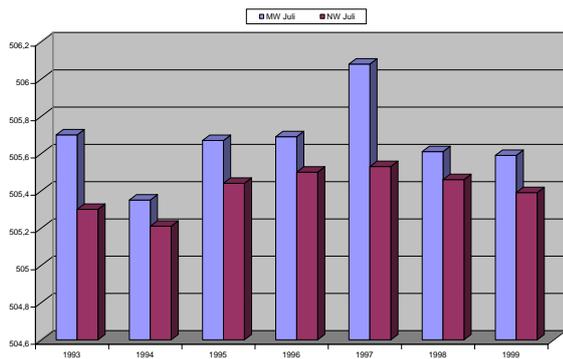
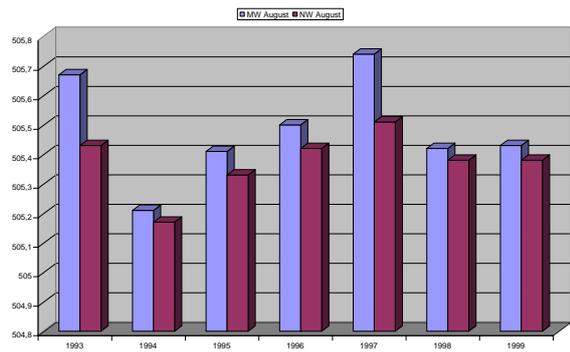
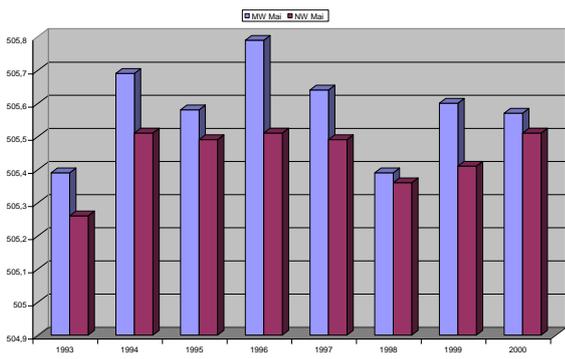


Abb. 21: Verteilung der Halmklassen an den Untersuchungsprofilen 1 bis 7 in %.

### 3.9 Hydrografische Daten:





Tafel 1: Mittelwasserstand (MW, hellblaue Säulen) und Niederwasserstand (NW, weinrote Säulen) Jänner bis Dezember 1993 – 1999 (2000)

Tab. 5: MW (m ü. A.)

MW	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember
1993	505,57	505,48	505,66	505,72	505,39	505,31	505,70	505,67	505,73	505,47	505,33	505,58
1994	505,74	505,58	505,72	506,09	505,69	505,64	505,35	505,21	505,26	505,27	505,49	505,66
1995	505,76	505,83	505,82	506,02	505,58	505,89	505,67	505,41	505,98	505,46	505,52	505,60
1996	505,60	505,36	505,42	505,65	505,79	505,65	505,69	505,50	505,89	505,96	505,77	505,59
1997	505,36	505,48	505,72	505,76	505,64	505,50	506,08	505,74	505,45	505,58	505,33	505,68
1998	505,43	505,29	505,73	505,55	505,39	505,48	505,61	505,42	505,57	505,58	505,75	505,57
1999	505,49	505,75	505,81	505,55	505,60	505,47	505,59	505,43	505,39	505,41	505,44	505,67
2000	505,81	506,14	506,15	505,9	505,57	505,51						

Quelle: Amt der Salzburger Landesregierung – Hydrografischer Dienst

Tab. 6: NW (m ü. A.)

NW	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember
1993	505,42	505,38	505,32	505,55	505,26	505,24	505,30	505,43	505,59	505,36	505,27	505,26
1994	505,52	505,42	505,47	505,70	505,51	505,53	505,21	505,17	505,23	505,22	505,21	505,52
1995	505,52	505,73	505,67	505,69	505,49	505,57	505,44	505,33	505,65	505,31	505,31	505,37
1996	505,40	505,33	505,28	505,48	505,51	505,47	505,50	505,42	505,55	505,70	505,62	505,47
1997	505,30	505,29	505,55	505,56	505,49	505,44	506,53	505,51	505,32	505,32	505,28	505,38
1998	505,31	505,25	505,28	505,46	505,36	505,36	505,46	505,38	505,39	505,52	505,51	505,43
1999	505,41	505,41	505,55	505,46	505,41	505,41	505,39	505,38	505,35	505,35	505,35	505,44
2000	505,70	506,09	506,06	505,65	505,51	505,48						

Quelle: Amt der Salzburger Landesregierung – Hydrografischer Dienst

## 4. Diskussion

### 4.1 Grundsätzliche Problematik zur Durchführung der Vegetationsaufnahmen

Vegetationsaufnahmen bedingen Homogenität. Daher ist es zwingend erforderlich, allfällige Inhomogenitäten in der Aufnahme­fläche auszuschließen, was am zuverlässigsten durch den Vergleich einzelner Teilflächen innerhalb der Aufnahme­flächen zu überprüfen ist. Gleichzeitig ist aber auch die Vollständigkeit des Datensatzes festzustellen (Minimumarealmethode), was für alle an Vegetationseinheiten orientierten Aufnahmeverfahren gilt.

Für reine Transektkartierung mit willkürlich definierten Grenzen (wie z. B. in der vorliegenden Aufnahme durch die Höhenlage im Profil) ist diese klassische vegetationskundliche Aufnahmemethode nur mit Einschränkungen geeignet. Es ist eine inhärente Unschärfe zu berücksichtigen, um offensichtliche Fehl- oder Überinterpretationen zu vermeiden.

Da besser geeignete Verfahren, wie z. B. die transektbezogene Inhomogenitätsbestimmung in der Vegetation, im Hinblick auf den zu tätigen Aufwand den Rahmen weit überschritten hätten, wurde dennoch auf die Methode nach BRAUN-BLANQUET zurückgegriffen, unter Tolerierung der oben angeführten Einschränkungen.

Im Anschluss daran wurde, soweit möglich, das Inventar der charakteristischen Pflanzengesellschaften ermittelt.

Die Angabe von mittleren Feuchtezahlen bzw. Stickstoffzahlen nach der ELLENBERG'schen Zeigermethode wäre selbst bei Ignorieren der inhärenten methodischen Schwierigkeiten dieses Konzepts (die vor allem aus regionalen Unterschieden im ökologischen Verhalten einzelner Arten und aus Konkurrenzphänomenen resultieren) streng genommen nur dann zulässig, wenn es sich um definierbare Pflanzengesellschaften, also um homogene Bestände handelte, was in der vorliegenden Bearbeitung aus oben angeführten Gründen (fixe, vegetationsunabhängige Definierung der Transekte durch die Höhenlage im Profil) nicht sichergestellt ist; in Absprache und auf Wunsch des Auftraggebers wurden die mittleren Feuchtezahlen der Vegetationsabschnitte entlang der Transekte jedoch angeführt.

Die Berechnung wurde ohne Berücksichtigung des Deckungsgrades der betreffenden Arten ausschließlich qualitativ durchgeführt. Bei einer quantitativen Berechnung wären die Durchschnittswerte im Besonderen der Feuchtezahlen relativ höher, da besonders bei artenarmen Beständen in Gewässern und auf Nasstandorten charakteristische Zeigerpflanzen meist zur Vorherrschaft gelangen (Beispiel *Phragmites australis*) und somit stärker in die Bewertung eingehen als die zahlreichen, mit geringem Deckungsgrad vorhandenen Begleiter in der Krautschicht.

## 4.2 Pflanzensoziologische Auswertung

Die Uferbereiche gehören der Ordnung der Röhrichte und Großseggenrieder an (*Phragmitetalia* KOCH 1926).

Die Verlandungszonen sind dem *Phragmition communis* KOCH 1926 zuzuweisen. Dieses enthält das bereits mit Schilf durchsetzte *Scirpetum lacustris* CHOUARD 1924 als undeutliche Erstverlandungsgesellschaft. Dem folgt undeutlich abgegrenzt das *Phragmitetum vulgaris* SOO 1927 als zunächst monotoner Schilf-Reinbestand, das im Folgenden mit *Carex elata*, *Galium palustre* und anderen mehr oder weniger konstanten Begleitarten durchsetzt ist. Wegen ihres fließenden Überganges könnte man diese Erstverlandungsgesellschaften zum *Scirpo-Phragmitetum* KOCH 1926 zusammenfassen.

Das fallweise in den Aufnahmen gehäuft aufscheinende Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) hat seine Gesellschaftsbildung in den Flussröhrichten (*Phalaridion arundinaceae* KOPECKY 1961) und hat hier bloß Faziescharakter.

Danach folgen die *Magnocaricion elatae* KOCH 1926 - Gesellschaften mit dem relativ variablen *Caricetum elatae* KOCH 1926 (im Gebiet belegt von KRISAI 1975 und WITTMANN & STROBL 1990) und dem *Caricetum gracilis* ALMQUIST 1929 (ebenfalls belegt von WITTMANN & STROBL 1990).

Die anschließenden Streuwiesengesellschaften gehören in der Ordnung der *Molinietalia* KOCH 1926 unter die Pfeifengras-Gesellschaften (*Molinion* KOCH 1926).

## 4.3 Vegetation und Veränderungen an den Profilen

### Profil 1:

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Der Schilfbestand reicht seewärts um etwa 1 m weiter nach draußen (ev. bei der damaligen Erhebung abgefressen oder ähnliches).

Landseitig sind vereinzelte Schilfhalme um ca. 2 m weiter nach außen zu registrieren.

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

Vorgelagert sind wenige Binsen (*Scirpus lacustris*) als Fragment eines *Scirpetum lacustris*.

Nach einer kürzeren Strecke offener Wasserfläche folgt ein als *Phragmitetum vulgaris* zu bezeichnender Schilfreinbestand, der zunehmend von diversen Arten der Krautschicht begleitet wird.

Dem folgt eine Streuwiese mit vereinzelt Schilf, die als Durchdringung eines *Selino-Molinietum caeruleae* mit einem *Phragmitetum vulgaris* bezeichnet werden kann. Das starke Auftreten von *Juncus effusus* ist hier auf eine Störung durch Bewirtschaftung bzw. Betritt zurückzuführen; der vorliegende Bestand ist auch aufgrund des Standortes nicht als *Junco-Molinietum* einzustufen (s. o.).

Die Zuordnung der hier vorliegend bestehenden sehr artenreichen Bestände mit vielen Elementen der seewärts gelegenen Großseggenrieder sowie der verschiedenen landseitig anschließenden Vegetationseinheiten (degradierte Torfmoorgesellschaften ebenso wie extensiv bewirtschaftete Wiesen), aber auch artenarmer Bestände ohne ausgeprägte Charakterartengruppe fällt schwer und ist auch in der Fachliteratur immer wieder strittiges Thema. Aus pragmatischen Gründen wird man wohl am besten bei der Zuordnung zum sehr variablen *Selino-Molinietum caeruleae* KUHN 1937 (im Gebrauch OBERDORFERS das *Molinietum medioeuropaeum* OBERDORFER 1957) bleiben. Zuordnungen zum Typ der Präalpinen Pfeifengraswiesen (*Asclepiado-Molinietum* OBERDORFER 1957) von KRISAI (1975) werden in den „Pflanzengesellschaften Österreichs“ negiert. Das *Gentiano pneumonanthes-Molinietum* ILIJANIC ex KUYPER et al. 1978 ist im Gebiet nicht nachgewiesen.

Die *Juncus effusus* - betonten Bereiche würden eine Zuordnung zum *Junco-Molinietum* PREISING in TÜXEN & PREISING 1951 ex KLAPP 1954 nahelegen, doch ist dabei zu bedenken, dass das Moränenmaterial doch nicht die Bodeneigenschaften wie an den typischen Standorten dieser Vergesellschaftung im Waldviertel hervorbringt. *Juncus effusus* ist hier ein (temporärer) Zeiger für Störungseinfluss durch die Bewirtschaftung.

Ein ansonsten für derartige Bereiche typisches *Caricetum elatae* bzw. *Caricetum gracilis* fehlt hier offenbar.

Die anschließende Streuwiese (inklusive Entwässerungsgraben) ist ausschließlich in Profil 2 beschrieben (Profile 1 und 2 nähern sich).

Feuchte- und Stickstoffzahlen (Einstufungen siehe Kapitel 2 - Methodik):

Erwartungsgemäß zeigt sich mit zunehmender Entfernung vom Wasserbereich eine kontinuierliche Abnahme der Feuchtezahl von 11,0 (Wasserpflanzen, die zeitweilig über die Oberfläche aufragen, hier *Scirpus lacustris*) auf 7,8 (Feuchtezeiger auf gut durchfeuchteten Böden); lediglich in der dahinter liegenden Streuwiese erfolgt wiederum ein leichter Anstieg der mittleren Feuchtezahl auf 8,0. Der mittlere Wert der Stickstoffzahl in den jeweiligen Zonen nimmt ebenfalls von 7,0 (häufig an stickstoffreichen Standorten, Schilf-Reinbestand) kontinuierlich auf 2,9 (häufig an stickstoffarmen Standorten, Streuwiese) ab.

### Profil 2:

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Bei der Bestandsaufnahme von Profil 2 konnten keine Veränderungen gegenüber den Aufnahmen von WIESNER aus dem Jahr 1993 festgestellt werden.

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

*Phragmitetum vulgaris*, zunächst ausgebildet als Schilf - Reinbestand, landwärts Hinzukommen von Begleitern (diverse Arten der Krautschicht lt. Artenlisten).

Im Übergangsbereich Schilf/Streuwiese Ausbildung eines *Selino-Molinietum caeruleae*.

Die daran anschließende Streuwiese, die von einem Entwässerungsgraben unterbrochen wird, ist als *Selino-Molinietum caeruleae*, durchdrungen von *Caricion fuscae* - Elementen, zu bezeichnen.

Als botanisch interessant ist der Fund von *Thelypteris palustris* (Sumpffarn) am Grabenrand zu werten (stark gefährdet nach ADLER et al., 1994).

Feuchte- und Stickstoffzahl:

Nahezu identisch mit Profil 1 zeigt sich wiederum die mit zunehmender Entfernung vom Wasserbereich kontinuierliche Abnahme der Feuchtezahl von 10,0 auf 7,3; lediglich in der dahinter liegenden Streuwiese erfolgt wiederum der leichte Anstieg der mittleren Feuchtezahl auf 8,0. Der mittlere Wert der Stickstoffzahl in den jeweiligen Zonen nimmt ebenfalls von 7,0 (Schilf-Reinbestand) kontinuierlich auf 2,8 (Streuweise) ab.

### Profil 3:

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Seewärts reicht der Schilfbestand im Erhebungsjahr etwa 3,4 m weiter in den See hinein als bei der Erhebung 1993.

Landseitig ist zwischen 0 m und 11 m (Lage siehe Profilzeichnung) eine beginnende bzw. zunehmende Verbuschung mit Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Faulbaum (*Frangula alnus*) sowie ein vereinzelt Schilfaufkommen Richtung 0 m Markierung hin festzustellen.

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

*Phragmitetum vulgaris*, zunächst als Schilf - Reinbestand ausgebildet, dann unter Beisein von *Carex elata* sowie *Phalaris arundinacea* und anderen Arten der gesellschaftstypischen Krautschicht (siehe Artenlisten).

Dann fließender Übergang (undeutliche Grenze) des *Phragmitetum vulgaris* in ein *Caricetum elatae*, Fazies mit *Phalaris arundinacea*.

Der nachfolgende Bestand (ab 79 m landwärts, siehe Profilzeichnung) ist als *Caricetum elatae* zu bezeichnen, auf das wiederum ein *Phragmitetum vulgaris* unter nach-

lassender Bodenfeuchtigkeitsversorgung als Fazies mit *Calamagrostis canescens* folgt.

Anschließend folgt eine *Selino-Molinietum* (Streuweise), durchdrungen mit *Caricetum fuscae*-Fragmenten.

Feuchte- und Stickstoffzahl:

Ähnlich wie bei Profil 1 und 2 zeigt sich die mit zunehmender Entfernung vom Wasserbereich kontinuierliche Abnahme der Feuchtezahl von 10,0 auf 7,5. Lediglich an einer etwa bei Höhe 507,0 gelegenen Grabenböschung (Entwässerungsgraben) steigt die mittlere Feuchtezahl des Artenbestandes natürlicherweise auf 8,2 an. Der mittlere Wert der Stickstoffzahl in den jeweiligen Zonen nimmt wie bei den Profilen 1 und 2 ebenfalls von 7,0 (Schilf-Reinbestand) kontinuierlich auf 3,0 (Streuweise) ab (Grabenböschung 3,5).

### Profil 4:

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Bei Profil 4 sind im Großen und Ganzen keine Veränderungen im Vergleich zu jenen Aufnahmen von 1993 festzustellen. Der von WIESNER separat ausgewiesene Graben zwischen 5,0 m und 7,0 m (siehe Profilzeichnung) ist weiter verwachsen und eine separate Ausweisung dieses Bereiches erscheint somit nicht mehr sinnvoll, da er von der Umgebung kaum mehr zu unterscheiden ist.

Ansonsten konnte nur im Bereich der Krautschicht ein Vordringen von *Carex elata* um 2 m Richtung See von 39,0 m (WIESNER 1995) auf etwa 41 m (siehe Abb. 7) festgestellt werden.

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

*Phragmitetum vulgaris* als Reinbestand bzw. nachfolgend unter Beimischung von diversen Krautschicht-Arten (*Carex elata*, *Phalaris arundinacea* u. a.), durchdrungen als Fazies mit *Phalaris arundinacea*.

Ab 20 m landwärts (siehe Profilzeichnung) sind keine pflanzensoziologischen Zuordnungen möglich. Der vorliegende Transekt unterscheidet sich durch Morphologie und Bodenverhältnisse (dahinter liegender, landwirtschaftlich genutzter Hangbereich, stärkere Gehölzbestockung) grundlegend von den bisherigen Profilen (1 bis 3).

Feuchte- und Stickstoffzahl:

Auch hier nehmen die mittleren Feuchtezahlen mit zunehmender Entfernung vom Wasserbereich kontinuierlich von 10,0 (Schilf-Reinbestand) auf 6,0 (landwirtschaftlich genutzte Wiese) ab. Hinsichtlich Stickstoffzahlen ist hier allerdings keine kontinuierliche Ab- oder Zunahme festzustellen, die Werte bewegen sich hier zwischen 7,0 (Schilf-Reinbestand) und 6,9 (Bereich um den verwachsenen Graben).

**Profil 5:**

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Seeseitige Schilfgrenze etwa 2 m weiter vorgerückt.

Hochständer - Schilf Richtung See etwa 5 m breiter (bis 90,5 m; siehe Profilzeichnung);

Der 1993 gemähte Schilfbestand mit vereinzelt Jungschilfhalmen (64,5 m bis 50,0 m) ist jetzt Streuwiese mit vereinzelt Schilf; der gemähte Schilfbestand (50,0 m bis 5,0 m) jetzt Streuwiese mit Wollgräsern und vereinzelt Schilf und die landwirtschaftliche Wiese (-9,5 m bis -32,5 m) jetzt Hochstauden mit vereinzelt Schilf.

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

*Phragmitetum vulgaris*, Schilf - Reinbestand, dann Übergang in ein *Caricetum elatae*; daran anschließend *Selino-Molinietum*;

Strauchgürtel /Hochstauden: keine pflanzensoziologische Zuordnung.

Feuchte- und Stickstoffzahl:

Auch an Profil 5 zeigt sich die typische kontinuierliche Abnahme der Feuchtezahl mit zunehmender Entfernung vom Wasserbereich von 10,0 auf 7,0 - mit einer kleinen Ausnahme im Bereich der 0 m - Marke. Die dortige Krautschicht, die sich im Beschattungsbereich der o. a. Gehölze befindet (letztere sind in der Schilfzonengrafik von WIESNER [1995] nicht eingezeichnet), weist eine mittlere Feuchtezahl von 7,9 auf. Der mittlere Wert der Stickstoffzahl in den jeweiligen Zonen nimmt ebenfalls von 7,0 (Schilf-Reinbestand) bis zu dem erwähnten Gebüsch kontinuierlich auf 3,6 ab. Der nachfolgende Anstieg ist wohl mit der ursprünglich intensiveren landwirtschaftlichen Nutzung der nachfolgenden Flächen zu erklären.

**Profil 6:**

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Schilfgrenze etwa 1 m weiter seewärts;

zwischen 32,0 m und 21,0 m (siehe Profilzeichnung)

Schilf nicht niedriger wie bei 1993 (keine Veränderung hinsichtlich der Bestandeshöhe im Vergleich zum seewärts/landwärts angrenzenden Schilfbestand;

Der 1993 existente, schmale Schilfstreifen zwischen -1,0 m und 0,8 m (siehe Profilzeichnung) ist nicht mehr erkennbar, ebenso nicht mehr existent ist die damals landwirtschaftlich genutzte Wiese zwischen -11,2 m und -1,0 m, dafür von -11,2 m bis 0,8 m kleinräumiges Mosaik aus Hochstauden, Schilf, Seggen und niederen Weidenbüschen (*Salix cinerea*).

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

*Phragmitetum vulgaris*, zuerst als Schilf-Reinbestand ausgeprägt, dann mit diversen Begleitern in der Krautschicht; Übergang in einen Mischbestand mit *Carex elata* (*Phragmitetum vulgaris*/*Caricetum elatae*).

Anschließender Bestand (von 8,0 m landwärts): keine pflanzensoziologische Zuordnung.

Feuchte- und Stickstoffzahl:

Auch bei Profil 6 erfolgt eine Abnahme der mittleren Feuchtezahl vom See weg von 11,0 auf 7,8. Der mittlere Wert der Stickstoffzahl in den jeweiligen Zonen nimmt von 7 (Schilf-Reinbestand) kontinuierlich auf 4,4 ab.

**Profil 7:**

Veränderungen im Vergleich zu 1993:

Die seeseitige Schilfgrenze zeigt die Tendenz zur Verlagerung Richtung See; aufgrund der Bestandsformation des Schilfes (über 50 m seewärts der letzten Markierung, davor sehr hochwüchsiger und dichter Bestand) ist bei der Vermessung eine gewisse Ungenauigkeit einzukalkulieren (v. a. durch die Schwierigkeiten der exakten Einhaltung der Profilrichtung). Es wurde jedoch eine Ausdehnung Richtung See um 2 m gemessen.

Zwischen den Markierungen 0 m und 50 m (siehe Profilzeichnung) konnten im Vergleich zu 1993 keine Unterschiede in der Vegetation mehr festgestellt werden (früher teilweise gemähte Bereiche). Die dahinter landwärts liegenden Bereiche konnten mit den Ergebnissen aus 1993 nicht verglichen werden, da bei der ursprünglichen Vermessung im Bereich der 0 m-Markierung ein Knick am Profil erfolgt und dieses damit etwa in Nord-Süd-Richtung weiter nach außen verläuft (die vorliegende Erhebung orientiert sich an diesem Profilverlauf), die damalige Bearbeitung allerdings geradlinig weiter geführt wurde.

Artenbestand/Vegetationsgesellschaften (vom See landwärts):

*Phragmitetum vulgaris*, zuerst als Schilf-Reinbestand, dann von diversen Arten der Krautschicht begleitet, deren Abundanz landwärts allmählich zunimmt (artenreiches *Phragmitetum vulgaris*). Danach folgt ein sehr heterogenes und artenreiches Erlen-Uferwald-Fragment auf staunassem Boden, an das im Profilverlauf ein sehr heterogenes *Selino-Molinietum* mit Bülden aus der *Oxyocco-Sphagnella* Vegetationsklasse anschließt.

Die daran anschließende Vegetation bis zum Graben kann als saure Variante des *Molinietums* bezeichnet werden, dahinter folgt im Profilverlauf ein nicht zuordenbarer Bestand mit Fragmenten des *Caricetum elatae*, durchmischt mit allen möglichen Arten. Es dürfte sich hierbei um eine heterogene, stark gestörte Zufalls-Vergesellschaftung einer Torfregeneration

(*Caricion fuscae*) mit Magerwiesenarten handeln; es liegt die Vermutung nahe, dass dieser Bereich einmal umgebrochen oder aufgeschüttet wurde.

Diese heterogene Fläche, die einen teils unterschiedlichen Vernässungsgrad aufweist, reicht bis zu einem weiteren Graben, der sich entlang einer Baum- bzw. Strauchreihe zieht.

Dahinter befindet sich im Profilverlauf ein beeinflusstes *Selino-Molinietum* (hohe Frequenz von *Anthoxanthum odoratum*), das durch einen hochstaudenreichen Bestand von der angrenzenden Wirtschaftswiese getrennt wird.

Feuchte- und Stickstoffzahl:

Die typische Abnahme der mittleren Feuchtezahlen mit zunehmender Entfernung vom See von 10,0 auf

6,7 zeigt sich auch an Profil 7 recht deutlich; aufgrund des sehr langen Profils mit zahlreichen verschiedenen Vegetationsbereichen und mehreren (Entwässerungs-)Gräben sind hier allerdings einige kleinere Schwankungen (um +/- 8,0) festzustellen. Die mittleren Stickstoffzahlen nehmen vom See weg bis zum Profilknick (Gebüsch) kontinuierlich von 7,0 auf 3,1 ab, im weiteren Profilverlauf schwanken sie zwischen 5,6 (am Profilende bei 507,0 m und angrenzender Mähwiese) und 2,0 (Streuwiese); deutlich sind auch die höheren Stickstoff-Zahlen in jener vermutlich ehemals landwirtschaftlich intensiver genutzten „Torf-Regenerationsfläche“ zwischen zwei Gräben zu erkennen.

#### 4.4 Zustand der Röhrichzonen (Schilfvitalität)

##### Probenahmestellen

Die Probenahmestellen mit Bezug zum Meeresniveau stellt Abbildung 15 dar. Aufgrund der gleichen Vorgaben zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei WIESNER (1995).

##### Halmlänge

Der Halmlänge ist eine zentrale Bedeutung bei der Betrachtung des Schilfgürtels einzuräumen, weil sie neben dem Basaldurchmesser der wichtigste und eindeutigste Parameter bei der Beurteilung des Schilfzustandes ist. Sie von den Entwicklungsbedingungen abhängig und korreliert auch mit vielen anderen halmmorphologischen Parametern (WIESNER 1995).

Betrachtet man die Halmlängen profilunabhängig ausschließlich auf die Meereshöhe bezogen, so zeigt sich folgendes Bild:

Ganz eindeutig ist in Abbildung 16 ein Maximum bei einer Meereshöhe von 505,5 m abzulesen (Mittelwasserstand 1983 - 1992: 505,56 m), das bei den vorliegenden Erhebungen noch wesentlich deutlicher zum Ausdruck kommt als bei WIESNER (1995, S. 130). Ebenso ist bei dieser Höhenstufe in der vorliegenden Untersuchung eine durchschnittliche Halmlänge von über 250 cm gegenüber etwa 210 cm im Untersuchungsjahr 1993 festzustellen (WIESNER 1995). Höhere Längenwerte im Vergleich zur Umgebung sind sowohl bei der vorliegenden Untersuchung wie auch 1993 auch an den Höhenstufen 506,1, 505,3 und 504,9 festzustellen. Ein relativ hoher Längenwert von durchschnittlich mehr als 200 cm liegt bei Höhenstufe 506,1 vor; zwar zeigt sich auch 1993 in dieser Höhenstufe ein leichter Anstieg der Halmlänge gegenüber der Umgebung, allerdings nur auf einen mittleren Wert von etwa 150 cm; ebenso verhält es sich bei Höhenstufe 505,3 m (bei WIESNER durchschnittliche Halmlänge von etwa 170 cm, hier 210 cm) und bei 504,9 m (knapp 150 cm Halmlänge im Durchschnitt

bei WIESNER, vorliegend wiederum mit knapp 190 cm im Durchschnitt um etwa 40 cm länger). Dieser Längenunterschied von etwa 40 cm bei mehreren Höhenstufen könnte zum einen auf den Zeitpunkt der Probenahme bzw. eine jährlich etwas unterschiedliche jahreszeitliche Entwicklung der Vegetation zurückzuführen sein. Die bei WIESNER (1995, S. 59) auf sechs Wochen (Woche 28 bis Woche 33) aufgeteilte Probenahme wurde im vorliegenden Auftrag Ende Juli/Anfang August durchgeführt. Zum anderen könnten die höheren Halmlängen auch eine langsame Verbesserung der Schilfsituation am Wallersee darstellen, was als relativ wahrscheinlich erscheint.

Betrachtet man die Halmlängen (Mittelwerte) bezogen auf die einzelnen Profile (Tabellen 1a und 1b), so zeigen sich bei den Profilen 1, 2 und 3 bei der vorliegenden Untersuchung höhere Mittelwerte der Halmlängen um jeweils 20 - 30 cm, bezogen auf das jeweils gesamte Profil, worin man eventuell wieder eine Verbesserung der Wachstumssituation des Schilfes sehen könnte. Bei Profil 7 wurden annähernd gleiche Werte gemessen. In den Profilen 4, 5 und 6 wurden von 1993 allerdings um 15 cm bis 30 cm höhere Durchschnittswerte der Halmlängen entlang der einzelnen Profile gemessen (Probenahme Woche 32/30/28).

Profil 4 zeigt sich in seiner gesamten Ausprägung relativ atypisch (verlandeter Entwässerungsgraben, hoher *Phalaris*-Anteil [Rohrglanzglas] sowie relativ rasch ansteigender, landwirtschaftlich genutzter Hang im hinteren Bereich). Die Profile 5 und 6 unterhalb Bayerham liegen mit einigen hundert Meter Abstand relativ nahe beisammen. Im Hinterland befinden sich im leicht ansteigenden Gelände landwirtschaftliche Nutzflächen (Wiesen). Sollten sich diese Ergebnisse bei weiteren Untersuchungen wiederholen und die Vitalität des Röhrichgürtels in diesem Bereich weiter

zurückgehen, sollte nach möglichen Ursachen gesucht werden. So lange aber keine weiteren Vergleichsuntersuchungen vorliegen, die den rückläufigen Trend bestätigen, ist eine Aussage über mögliche Ursachen aufgrund ihrer geringen Wahrscheinlichkeit nicht seriös.

Die Standardabweichung war bei der vorliegenden Untersuchung mit Ausnahme von Profil 2 (annähernd gleicher Wert) generell höher (bis zum doppelten Wert).

Die Halmlängenverläufe an den Profilen (Abbildung 17) unterscheiden sich teilweise etwas von jenen bei WIESNER (1995). In der vorliegenden Untersuchung zeigen sich teils deutlichere Unterschiede im Vergleich der einzelnen Höhenstufen.

#### Basaldurchmesser

Neben der Halmlänge ist auch der Basaldurchmesser ein wichtiger und eindeutiger Parameter bei der Beurteilung des Schilfzustandes. Abbildung 19 zeigt den linearen Zusammenhang zwischen Basaldurchmesser und Halmlänge und unterscheidet sich kaum von jener Grafik in WIESNER (1995; S. 137).

Abbildung 18 zeigt den Mittelwert des Basaldurchmessers in Millimetern in Abhängigkeit von der Meereshöhe. Auch hier zeigt sich wiederum das deutliche Maximum bei 505,5 m, was die lineare Regression in Abbildung 19 bestätigt. Mit Ausnahme der Höhenstufen 505,1 und 505,7 zeigt sich die deutliche Beziehung zur Halmlänge (Abbildung 15). Von einigen Ausnahmen abgesehen erweist sich der Basaldurchmesser der Halme an den einzelnen Höhenstufen auch recht ähnlich zu jenen 1993 erhobenen Werten. Bezogen auf die einzelnen Profile (Tabelle 2) wurden bei den Profilen 1, 2 und 3 im Durchschnitt etwas stärkere Halmdurchmesser als bei WIESNER (1995) festgestellt, bei den Profilen 4, 5, 6 und 7 liegen die Werte von WIESNER jeweils etwas höher. Da Zeitpunkte der Probenahme an den Profilen 4 bis 7 im Jahr 1995 über 5 Wochen verteilt liegen, kann man von einer Erklärung aufgrund des jeweiligen Zeitpunktes der Probenahme wohl absehen. Hinzuweisen sei aber auf die bei der vorliegenden Untersuchung erhaltenen und teilweise um einiges höheren Werte bei den Halmdichten (Halme/m<sup>2</sup>). Vermutlich ist die höhere Halmszahl pro Flächeneinheit an den Profilen 4 - 7 die Ursache für das etwas geringere Dickenwachstum der einzelnen Schilfhalme.

## 4.5 Hydrografie

In Tafel 1 bzw. Tabelle 5 und 6 sind die Werte für Niedrig- und Mittelwasser der Monate Jänner bis Dezember der Jahre 1993 - 1999 (bzw. für Jänner bis Juni auch aus dem Jahr 2000) dargestellt. Mit

#### Halmdichte

Die statistisch berechneten Mittelwerte der Halmdichten pro Quadratmeter (Abbildung 20) liegen bei der gegenständlichen Untersuchung an allen 7 Profilen relativ hoch und generell höher als 1993; während bei 1993 die mittleren Halmdichten pro Profil Werte von etwa 140 Halmen pro Quadratmeter nicht überschreiten, liegen bei der Auswertung dieser Proben Durchschnittswerte bis über 200 Halme/m<sup>2</sup> vor. Auch der Vergleich der verschiedenen Zonen innerhalb der einzelnen Profile zeigt sehr deutlich die in der vorliegenden Untersuchung überwiegend um einiges höheren Werte der Halmdichten und lässt auf jeden Fall den Schluss zu, dass sich der Zustand bzw. die Vitalität der Röhrlichzonen am Wallersee nach und nach verbessern dürfte, worauf auch die sich seewärts wieder ausbreitenden Schilfbestände hindeuten.

#### Halmklassen

Die Verteilung der einzelnen Halmklassen (Halme mit/ohne/mit veränderter Rispe, Halme abgebrochen) ist in Tabelle 4 bzw. in Abbildung 21 dargestellt. Auffällig ist der zwischen 43,3 % (Profil 3) und 71,4 % (Profil 1) sehr hohe Anteil an Halmen der Halmklasse Hab (abgebrochene Halme) an allen untersuchten Transekten. Dieser Umstand dürfte wohl auf ein vorhergehendes Unwetter (starker Sturm und starke Niederschläge) zurückzuführen sein, wodurch das juvenile Schilfröhrlich derart in Mitleidenschaft gezogen wurde. Davon abgesehen ist wie 1993 die doch recht deutliche Überzahl an Halmen ohne Rispe (HoR) im Vergleich zu denen mit Rispenbildung (HmR) zu erkennen. Während der Anteil der Halme ohne Rispenbildung zwischen 15,8 % (Profil 1) und 42,9 % (Profil 5) liegt, erreicht jener der Halme mit Rispenbildung nur zwischen 8,4 % (Profil 4) und 19 % (Profile 2 und 3). Halme mit veränderter Rispe (HvR, Schädlingsbefall) sind an den Profilen 1 und 7 nicht festzustellen (bei 1993 bei Profil 7 ebenfalls nicht). Auch an den übrigen Profilen wurden mit Anteilen zwischen 0,3 % (Profil 3) und 2,3 % (Profil 4) eine eher geringe Zahl an von Schädlingen befallenen Halmen festgestellt. Analog zur Untersuchung von WIESNER wurden aber auch bei der vorliegenden Beprobung die höchste Anzahl an Halmen mit veränderter Rispe an Profil 4 festgestellt.

20.12.1999 ist, wie auch anhand der Darstellungen ersichtlich, das neue Regulativ zur Seespiegelanhebung durch die Anhebung des NW um 40 cm und des MW um 27cm in Kraft getreten.

## 5. Zusammenfassung

Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung ist es, eine Verifizierung des Zustandes der Vegetation von der Laichkrautzone bis zur Kote 507 (Röhrichte und Feuchtwiesen) an 7 bereits früher untersuchten Transekten (WIESNER 1995) am Wallerseeufer durchzuführen, die Ergebnisse zu vergleichen und allfällige Veränderungen als Folge der Extensivierung der landwirtschaftlichen Flächen sowie der geplanten Seespiegelanhebung darzustellen.

Die Ergebnisdarstellung zeigt die einzelnen Profile 1 bis 7 am Luftbild, beschreibt die dort vorgefundene Vegetation und eventuelle Veränderungen zum Jahr 1993 (WIESNER 1995) und stellt ihre pflanzensoziologische Zuordnung (sofern möglich) sowie die jeweiligen Feuchte- und Stickstoffzahlen inklusive der prozentuellen Angabe von Nässe- und Wechselfeuchtezeigern und der Anteile der jeweils ausgewerteten Arten pro Erhebungszone dar. Anschließend wird der aktuelle Zustand der Röhrichtzonen in Anlehnung an WIESNER (1995) durch Erfassung von Halmlänge, Basaldurchmesser der Halme, Halmdichte und Halmklassen (Halme mit/ohne Rispenbildung, Halme mit durch Schädlingsbefall verhinderter Rispenbildung, abgebrochene Halme) sowie durch anschließende statistische Auswertung dieser Parameter dargestellt.

An der Vegetation entlang der Transekte (Arten und räumliche Verteilung) sind seit der letzten Erhebung aus dem Jahr 1993 (WIESNER 1995, mündliche Mitteilung ENGLMAIER 1999) kaum Unterschiede festzustellen. Was die Ausbreitung des Schilfes entlang der untersuchten Profile betrifft, so ist generell eine leichte Ausweitung des Bestandes Richtung See bzw. teils auch Richtung Festland zu erkennen (Profile 1, 3, 5, 6, 7).

## 6. Dank

Es sei an dieser Stelle den Auftraggebern, Herrn Dipl. Ing. Josef EGGERTSBERGER und Herrn Dipl.-Ing. Robert GOSTNER sowie Herrn Christian STROBL und Herrn Michael BUNGART (Vermessung) vom Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung 6 (Wasserwirtschaft) sowie Herrn Dr. Paul JÄGER und Frau Ing. Ingrid SCHILLINGER (Gewässerschutz des Amtes der Salzburger Landesregierung) für die Bereitstellung der Luftbilder der Profile bzw. der hydrografischen Da-

Die Untersuchung der Schilfvitalität bezogen auf die Meereshöhe zeigt etwas höhere Längen der Halme sowie ein deutlicher ausgeprägtes Maximum bei Höhe 505,5 m. Bezogen auf die einzelnen Profile wurden an den Transekten 1, 2 und 3 in der vorliegenden Untersuchung höhere Werte gemessen. Bei Profil 7 entsprechen sie annähernd jenen aus 1993, während an den Transekten 4, 5 und 6 von WIESNER etwas höhere Werte gemessen wurden.

Bezüglich Basaldurchmesser korrelieren die Messwerte wie erwartet mit der Halmlänge; an Profil 1, 2 und 3 zeigen sich dickere Halme als 1993, während die Basaldurchmesser der Halme an den Profilen 4, 5, 6 und 7 im Durchschnitt etwas niedriger sind (ev. Zusammenhang mit der aktuell höheren Halmdichte/m<sup>2</sup>).

Die mittleren Halmdichten pro Profil waren wie auch die mittleren Halmdichten innerhalb der einzelnen Zonen der jeweiligen Profile mit mittleren Werten bis über 200 Halmen/m<sup>2</sup> generell höher als 1993, die als höchsten Mittelwerte pro Profil maximal 140 Halme/m<sup>2</sup> nachwies.

Bei der Auswertung der Halmklassen fiel ein wesentlich höherer Anteil an abgebrochenen Halmen auf, ansonsten zeigten sich die Ergebnisse teils ähnlich, teils etwas unterschiedlich zu jenen von 1993.

Abschließend betrachtet scheint sich bei der Situation der Röhrichte am Wallersee die Tendenz zu einer leichten Verbesserung (Vermehrung) des vorhandenen Bestandes zu zeigen. Im Hinblick auf eine räumliche Verschiebung der Vegetation durch die geplante bzw. durchgeführte Anhebung des Seespiegels kann in dieser Arbeit noch keine Aussage getroffen werden. Es sind hierzu die vorliegenden Ergebnisse mit nachfolgenden Untersuchungen zu vergleichen.

ten gedankt. Weiters bedanke ich mich bei Adeline MÜHLBERG, Oliver STÖHR, Marius WEINBERGER und Christoph RATZINGER für ihre tatkräftige Unterstützung bei der Geländearbeit und der Datenauswertung. Mein besonderer Dank gilt weiters Herrn Dr. Peter ENGLMAIER von der Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, der mir bei der pflanzensoziologischen Ausarbeitung mit seinem Wissen und seiner Erfahrung zur Seite stand.

## 7. Literatur

- ADLER W., OSWALD K., FISCHER R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. - 1-1180, Ulmer Verlag, Stuttgart
- BRAUN-BLANQUET J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - 3. Auflage, Springer, Wien, 1-865
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULISSEN D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica XVIII, 2. Aufl., Goltze, Göttingen, 1-258
- GRABHERR G., MUCINA L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: Natürliche waldfreie Vegetation. - G. Fischer, Jena, 1-523
- KLAPP E. (1954): Wiesen und Weiden. - Untertitel: Behandlung, Verbesserung und Nutzung von Grünlandflächen. - Zweite Auflage, Paul Parey Berlin Hamburg, 1-519
- OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Bd. 2, 2. Auflage, Ulmer Verlag, Stuttgart, 1- 355
- OSTENDORP W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. - Natur und Landschaft, 62: 99-102
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Teil A: Methoden. - Bundesministerium für Umwelt, Jugend, Familie, Wien, 1-397
- WIESNER A. (1995): Analyse und Klassifikation von Struktur und Zustand der Schilfbestände am Wallersee. – Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur Wien, 1-170
- WITTMANN H., STROBL P. (1990): Gefährdete Biotoptypen und Pflanzengesellschaften im Land Salzburg. – Land Salzburg, Naturschutz-Beiträge, Heft 9/90: 1-81

### Zitiervorschlag:

HEBERLING O. (2000): Zustand der Vegetation an ausgewählten Stellen der Wallerseeufer 1997/1998/1999. – in: Land Salzburg - Reihe Gewässerschutz, 17: 263-306 (2015)

### Adresse des Autors:

Mag. Oliver HEBERLING, Technisches Büro für Landschaftsplanung, Landschaftsbau, Landschaftspflege und technischen Umweltschutz, Kerschham 52, 5221 Lochen, Österreich, [www.gruen3.at](http://www.gruen3.at)

## 8. Anhang

Übersichtsplan - Lage der untersuchten Transekte 1 – 7



# Die aquatische Vegetation der Trumer Seen

Karin PALL und Paul JÄGER (1999)

Mit 12 Abbildungen und 6 Tabellen im Text

## KURZFASSUNG

Im Sommer 1996 erfolgte am Obertrumer See und am Grabensee eine detaillierte Aufnahme der Makrophytenvegetation. Die erhobenen Daten wurden nach standardisierten Verfahren ausgewertet und interpretiert. In die Auswertung wurden auch die Ergebnisse einer Transektkartierung im Mattsee aus dem Jahr 1997 einbezogen. Für alle untersuchten Gewässer wurde erstmals versucht, hinsichtlich der Makrophytenvegetation einen Referenzzustand zu definieren und eine Bewertung nach den Vorgaben der damals noch in Entwicklung befindlichen ÖNORM M 6231 vorzunehmen.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG.....	308
2. METHODIK.....	308
2.1 Vegetationsaufnahme	
2.1.1. Flächendeckende Kartierung	
2.1.2 Transektkartierung	
2.2 Auswertung	
2.2.1. Kartographische Darstellung und Flächenberechnung	
2.2.2. Flächenbezogene Parameter	
2.2.3 Artbezogene Parameter	
3. ERGEBNISSE.....	309
3.1 Dichte und Tiefenausbreitung der aquatischen Vegetation	
3.2 Mengenanteile, Zusammensetzung und Zonierung der typspezifischen Vegetationseinheiten	
3.3 Artenspektrum, Pflanzenmenge und Verbreitung der einzelnen Arten	
3.4 Artenausstattung der einzelnen Gewässerabschnitte	
3.5 Transektkartierung	
3.5.1 Dichte und Tiefenausbreitung der aquatischen Vegetation	
3.5.2 Mengenanteile, Zusammensetzung und Zonierung der typspezifischen Vegetationseinheiten	
3.5.3 Artenspektrum, Pflanzenmenge und Verbreitung der einzelnen Arten	
4. REFERENZZUSTAND.....	317
5. BEWERTUNG DES AKTUELLEN ZUSTANDES.....	318
6. LITERATUR.....	319

# 1. Einleitung

Makrophytische Wasserpflanzen stellen wichtige Elemente in der Litoralzone von Gewässern dar (SCULTHORPE 1967, HUTCHINSON 1975, CARPENTER & LODGE 1986). So haben sie einen entscheidenden Einfluss auf die biologische Struktur (JEPPESEN et al., 1997). Sie formen die Habitate für tierische Organismen auf allen Organisationsstufen (PIP 1978, WHITFIELD 1984, DE NIE 1987), aber auch für andere pflanzliche Organismen, wie das Phytoplankton und die Aufwuchsalgen (ROGERS & BREEN 1983). Untergetauchte Wasserpflanzen spielen im Litoral von Gewässern vor allem auch für den Nährstoffhaushalt eine wesentliche Rolle (SAND-JENSEN & BORUM 1991). Während der Vegetationsperiode können beträchtliche Phosphormengen in der Makrophytenvegetation gespeichert sein, wodurch ein erhebliches Eutrophierungspotential gebunden wird (MOSS 1990). Durch ihre photosynthetische Aktivität tragen sie zum Eintrag von Sauerstoff ins Gewässer bei (POKORNY & REJMANKOVA 1983; ONDOK et al.,

1984). Weiters werden Lichtklima (GOULDER 1969) und Temperaturregime (HUTCHINSON 1975) von der Makrophytenvegetation wesentlich beeinflusst. Somit stellen Wasserpflanzen einen wichtigen und aus ökologischer Sicht stabilisierenden Faktor für die Lebensgemeinschaften des Gewässers dar.

Bei der Beurteilung des Zustandes eines Gewässers ist es demnach äußerst wichtig, auch die aquatischen Vegetationsverhältnisse zu berücksichtigen. Aus diesem Grund sind bei den Bewertungsverfahren nach der ÖNORM M 6231 und auch nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) des Europäischen Rates die Makrophyten als „Qualitätselement“ zur Untersuchung vorgeschrieben. Ziel dieser Studie war eine detaillierte Erfassung, Beschreibung und Bewertung der Makrophytenvegetation in den Trumer Seen. Hiermit konnte zum einen eine solide Datenbasis geschaffen werden, zum anderen wurde ein wichtiger Beitrag zur Beurteilung des Gesamtzustandes der Trumer Seen geliefert.

## 2. Methodik

### 2.1 Vegetationsaufnahme

#### 2.1.1 Flächendeckende Kartierung

Die Feldarbeiten wurden im August 1996 durchgeführt. Das Untersuchungsteam bestand aus drei Tauchern sowie einer Begleitperson im Boot. Die Kartierung konzentrierte sich auf submerse (untergetauchte) Arten und Schwimmblattpflanzen sowie den im Wasser befindlichen Teil des Röhrichts. Für die Vegetationsaufnahme bedienten wir uns der Methode der Tauchkartierung. Das Litoral des Obertrumer Sees und des Grabensees wurde hierbei flächendeckend bearbeitet.

Die Methode der Vegetationserhebung basiert auf der von KOHLER (1978) beschriebenen Vorgangsweise zur Aufnahme aquatischer Vegetation in Fließgewässern. Ein wesentlicher Punkt dieser Methode ist die „Einteilung des Gewässers in Abschnitte mit homogener Vegetationsausstattung“. Bei der Übertragung der Methode auf die Verhältnisse in Seen wird diese Forderung von uns strenger interpretiert als von MELZER et al. (1986, 1988). Im Unterschied zu MELZER et al., die in vorab festgelegten Tiefenstufen arbeiten, grenzen wir homogene Bereiche nicht nur in horizontaler Richtung entlang der Uferlinie ab, sondern ebenso vertikal in Richtung Tiefe (vgl. PALL 2001a, PALL & KASPRZAK 2001).

Innerhalb der so abgegrenzten, homogenen Bereiche, den sog. Kartierungsflächen, wurde das jeweilige Artenspektrum ermittelt. Das mengenmäßige Vorkommen jeder einzelnen Art wurde nach einer fünf-

stufigen Skala (KOHLER 1978) bewertet. Die einzelnen Stufen bedeuten hierbei: 1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig und 5 = massenhaft. Weiters wurden die artspezifischen Bewuchshöhen gemessen sowie Angaben zur Sedimentqualität notiert.

#### 2.1.2 Transektkartierung

Im Rahmen einer im Juli 1996 durchgeführten Befahrung wurden insgesamt 21 Transekte (14 am Obertrumer See und 7 am Grabensee) festgelegt und vom Amt der Salzburger Landesregierung eingemessen. Entlang dieser Transekte wurden vom Gewässerufer bzw. von der seeseitigen Begrenzung des Schilfgürtels bis zur unteren Grenze der Vegetation ein jeweils ca. 10 m breiter Streifen bearbeitet. Wie bei der flächendeckenden Kartierung wurden homogene Bereiche in Richtung Tiefe abgegrenzt, innerhalb dieser Bereiche das mengenmäßige Vorkommen der einzelnen Arten nach KOHLER (1978) bewertet, die artspezifischen Bewuchshöhen gemessen und Sedimentqualität aufgenommen. Weiters wurden die Pflanzenvorkommen entlang der eingemessenen Transektlinie auf einer Unterwasserschreibtafel skizziert. Am Mattsee wurde die Makrophytenvegetation an 11 Transekten in ähnlicher Weise von HEBERLING (2001) untersucht. Die Ergebnisse dieser Aufnahme sind in die hier vorgenommene Auswertung mit einbezogen.

## 2.2 Auswertung

### 2.2.1 Kartographische Darstellung und Flächenberechnung

Die im Gelände festgelegten Abschnittsgrenzen wurden in die vom Amt der Salzburger Landesregierung zur Verfügung gestellte digitale Isobathenkarte eingetragen. Mit der so aufbereiteten Karte konnten neben der Darstellung der Vegetationsdichte, des Verbreitungsbildes der typspezifischen Vegetationseinheiten etc. auch Flächenbilanzierungen vorgenommen werden. Die Auswertungen wurden mit der Software Auto CAD-Map durchgeführt.

### 2.2.2 Flächenbezogene Parameter

Für alle Kartierungsflächen wird die Anzahl der vorkommenden Arten ausgewiesen. Weiters wurde für jede Kartierungsfläche der sog. CKI (Kumulativer Kohler-Index; PALL & JANAUER 1997) ermittelt. Diese Größe ist ein Maß für die insgesamt - also unabhängig von der Artenzusammensetzung - in jeder Kartierungsfläche vorhandene Pflanzenmenge und gibt Aufschluss über die Vegetationsdichte. Die Berechnung erfolgte nach PALL (2000).

### 2.2.3 Artbezogene Parameter

Zur Ermittlung der mengenmäßigen Zusammensetzung der Vegetation wurde die Relative Pflanzenmenge (RPM: PALL & JANAUER 1995; PALL et al., 1995) herangezogen. Diese Größe ermöglicht Aussagen über die Dominanzverhältnisse der einzelnen Arten oder auch Artengruppen. Die Berechnung erfolgte nach PALL (2000). Die absoluten Mengen der im Gewässer vorhandenen Arten wurden über die mittleren Mengenindizes MMT (= Mittlerer Mengenindex einer Art über alle Abschnitte) und MMO (= Mittlerer Mengenindex einer Art über die Abschnitte ihres Auftretens; JANAUER et al., 1993) berechnet. Der MMT liefert eine Aussage darüber, in welcher Menge eine Pflanzenart im Mittel im Untersuchungsgebiet vertreten ist. Entsprechend erhält man über den MMO die Information, in welcher Menge die betreffende Art im Mittel an ihren Wuchsorten auftritt. Als Kenngröße für die Verbreitung der einzelnen Arten wurde für jede Art der Verbreitungsquotient  $d$  (JANAUER et al., 1993) ausgewiesen.

Die Berechnungsweise der ursprünglich für Fließgewässer entwickelten Indizes MMT, MMO und  $d$  wurde dabei entsprechend PALL (2000) für die Verhältnisse in Stillgewässern adaptiert.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Dichte und Tiefenausbreitung der aquatischen Vegetation

Die Makrophytenbestände dringen im Obertrumsee im Mittel bis zu einer Wassertiefe von 3,75 m (maximal 4,50 m) vor. Die dichtesten Pflanzenbestände finden sich dabei in den ufernahen, flacheren Gewässerbereichen und werden hier überwiegend von Röhrichtpflanzen gebildet (Abschnitte, in denen Röhricht die dominante Vegetationseinheit darstellt, sind in der Abbildung schraffiert). Große Flächen mit sehr dichtem Pflanzenbewuchs finden sich demnach vor allem in den ausgedehnten Flachwasserzonen im Nordteil des Gewässers. In der Seehamer Bucht sind ebenfalls sehr dichte Makrophytenbestände vorzufinden. Verantwortlich für die hohe Vegetationsdichte sind hier allerdings in erster Linie Schwimmblattbestände. Auch das Südostufer etwa zwischen Mitterhof und Obertrum ist durch einen sehr dichten Pflanzenbewuchs gekennzeichnet. In diesem Bereich ist vor allem auch die untergetauchte Vegetation sehr stark ausgebildet.

Geringere Vegetationsdichten finden am Südufer und entlang des Westufers zwischen Obertrum und Seeham. In diesen Uferabschnitten ist zudem der von Makrophyten besiedelte Streifen durch die steil abfallende Uferhalde nur sehr schmal.

Im Grabensee reicht die aquatische Vegetation zwar weniger weit in die Tiefe (im Mittel bis 3,3 m, maximal bis 3,8 m Wassertiefe), die Vegetationsdichte ist jedoch insgesamt höher als im Obertrumsee. Nahezu entlang der gesamten Uferstrecke sind sehr dichte Pflanzenbestände vorzufinden. Während diese in der nördlichen Hälfte des Sees deutlich von Röhricht dominiert werden, sind in der südlichen Gewässershälfte maßgeblich die Schwimmblattpflanzen und die untergetauchte Vegetation für die hohen Bewuchsdichten verantwortlich.

### 3.2 Mengenanteile, Zusammensetzung und Zonierung der typspezifischen Vegetationseinheiten

Für die Trumer Seen sind als typspezifische Vegetationseinheiten ein Röhrichtgürtel, eine Schwimmblattzone, ein Laichkrautgürtel (Bereich mit Dominanz von Höheren Pflanzen) und Characeenwiesen zu betrachten. Die Mengenanteile dieser einzelnen Pflanzengruppen im Litoral sind den Abbildungen 1 und 2 zu entnehmen. Bei der Interpretation der Grafiken ist zu beachten, dass hier nur der im Wasser befindliche Teil des Röhrichts (unterhalb der Mittelwasserlinie) berücksichtigt wurde. Eine umfassende Beschreibung der Röhrichtvegetation ist HEBERLING (2001) zu entnehmen.

Im Obertrumer See ist eine deutliche Dominanz der Röhrichtvegetation gegeben. Der Anteil des Röhrichts an der Gesamtpflanzenmenge liegt bei 61 %. Höhere submersen Pflanzen machen im Obertrumer See ca.  $\frac{1}{4}$  der Gesamtpflanzenmenge aus, Characeen 8 % und Schwimmblattbestände 7 %. Im Obertrumer See konnten weiters aquatische Moose nachgewiesen werden, ihr Anteil an der Gesamtpflanzenmenge liegt

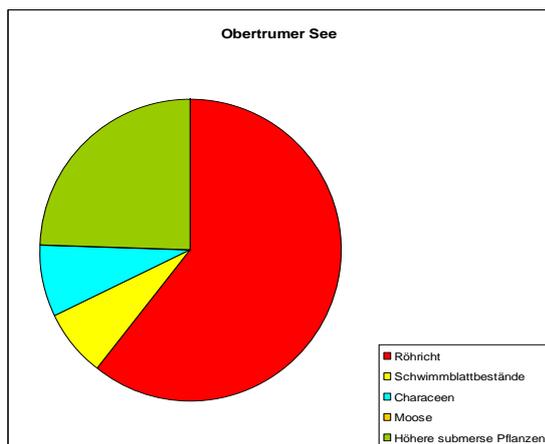


Abb. 1: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der aquatischen Vegetation im Obertrumer See.

Die Zusammensetzung der einzelnen Vegetationseinheiten im Obertrumer See und im Grabensee zeigen die Abbildungen 5 bis 12 (Kürzel der Pflanzennamen s. Tab. 1). Innerhalb der Röhrichtvegetation ist in beiden Seen *Phragmites australis* (Schilf) die dominierende Art, was für diesen Gewässertyp charakteristisch ist. Im Obertrumer See liegt der Mengenanteil des Schilfs über 72 %. Mit einem RPM-Wert von fast 27 % hat weiters *Schoenoplectus lacustris* (Flechtbinse) einen beachtlichen Mengenanteil an der Gesamtpflanzenmenge des Röhrichts. Alle übrigen Arten haben zusammen nur einen RPM-Wert von ca. 1 %. Im Grabensee ist die Dominanz des Schilfrohrs weniger deutlich ausgeprägt. Die Art erreicht hier einen RPM-Wert von knapp 60 %. Neben der Flechtbinse (RPM: 25 %) sind für das Röhricht des Grabensees weiters

jedoch unter 0,1 %. Im Grabensee liegt der Anteil des Röhrichts an der Gesamtpflanzenmenge weitaus niedriger (RPM: 44 %). Etwa den gleichen Mengenanteil erreichen die Höheren submersen Pflanzen. Schwimmblattbestände sind mit 9 % und Characeen mit lediglich 2% an der Gesamtpflanzenmenge beteiligt. Wassermoose kommen nicht vor.

Bereits diese Grafiken liefern einen Hinweis auf mögliche Defizite in der Ausprägung des Röhrichts am Grabensee. Eine Beurteilung kann jedoch nur unter Berücksichtigung auch der morphologischen Gegebenheiten erfolgen (HEBERLING 2001). Weiters lässt das Mengenverhältnis von Höheren submersen Pflanzen und Characeen den Unterschied im Trophiegrad der untersuchten Gewässer erkennen. Characeen sind im Allgemeinen auf nährstoffarme (oligo- bis mesotrophe) Gewässer beschränkt und gehen bei Nährstoffbelastung zurück. Sie finden daher im Obertrumer See bessere Lebensbedingungen als im Grabensee vor.

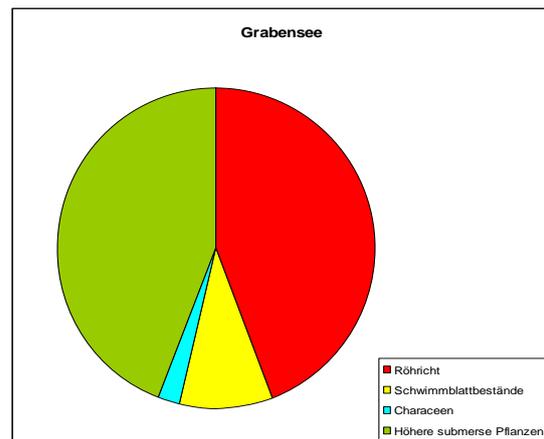


Abb. 2: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der aquatischen Vegetation im Grabensee.

die Bult-Segge (*Carex elata*, RPM: 14 %) und das Schneiderried (*Cladium mariscus*, RPM: 2 %) kennzeichnende Arten.

In beiden Seen kommen lediglich zwei Schwimmblattarten vor. Während im Obertrumer See nahezu ausschließlich die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*, RPM: 99 %) vorzufinden ist, sind die Schwimmblattbestände im Grabensee häufig auch durch Vorkommen der Weißen Seerose (*Nymphaea alba*, RPM: 12 %) geprägt. Dies ist in erster Linie Ausdruck der unterschiedlichen Größe der Gewässer. *Nymphaea alba* ist äußerst empfindlich gegenüber Wind und Wellenschlag, weshalb sich ihre Vorkommen im Allgemeinen auf kleinere Gewässer oder auch kleine, geschützte Buchten in größeren Stillgewässern beschränken.

*Nuphar lutea* kann im Gegensatz zu *Nymphaea alba* neben den Schwimmblättern auch Unterwasserblätter ausbilden. Diese Fähigkeit ermöglicht der Art die Besiedlung auch exponierter Standorte in großen Stillgewässern, wo Wind- und Wellenschlag häufig zum Verlust der Schwimmblätter führen.

Die Zusammensetzung der untergetauchten Vegetation (Höhere Pflanzen) ist in beiden Seen ähnlich. Die dominierende Art *Najas intermedia* (Mittleres Nixenkraut, RPM: 36 % bzw. 51 %) wird in der Mengenskala gefolgt von *Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut) *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsendes Laichkraut) und *Najas marina* (Großes Nixenkraut). Im Obertrumer See folgen weiters *Myriophyllum spicatum* (Ähren-Tausendblatt), *Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut) und *Potamogeton nitens* (Schimmerndes Laichkraut), im Grabensee ist lediglich noch *Potamogeton pectinatus* mengenmäßig von Bedeutung.

Alle vorkommenden Armleuchteralgenarten (Characeen) sind als typisches Inventar mesotropher Stillgewässer dieses Naturraums zu betrachten. Meist ist *Chara contraria* die mengenmäßig bedeutendste Art. So dominiert sie auch im Obertrumer See und im Grabensee die Characeenvegetation. *Chara contraria* besiedelt hierbei bevorzugt flachere Gewässerzonen, kann aber auch in größere Wassertiefen vordringen. Typische Tiefenwasserarten sind hingegen *Chara fragilis* und *Nitella opaca*. Die in beiden Seen relativ „hohe“ Lage der Vegetationsgrenze mag ein Grund für die vergleichsweise geringen Vorkommen der genannten Arten sein. *Chara aspera* ist gegenüber Nährstoffbelastungen weitaus empfindlicher als die übrigen vorkommenden Arten (vgl. PALL 1999). Insofern überrascht es, dass *Chara aspera* die zweithäufigste Characeen-Art im Grabensee ist. Die Art konnte allerdings nur an einer Stelle im südlichen Bereich des Südostufers gefunden werden. Möglicherweise sind hier Grundwasserzutritte vorhanden.

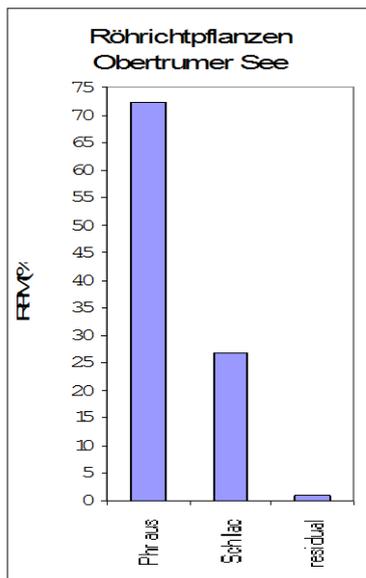


Abb. 3: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Röhrichtvegetation im Obertrumer See.

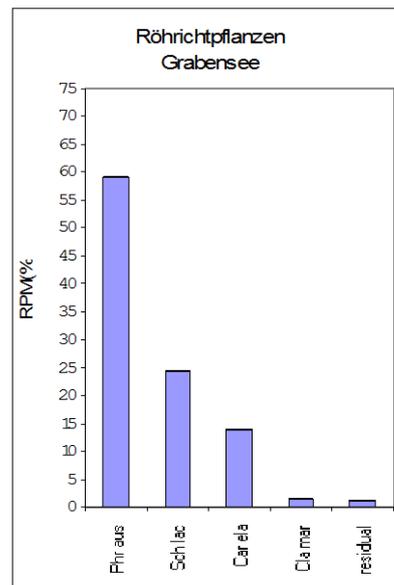


Abb. 4: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Röhrichtvegetation im Grabensee.

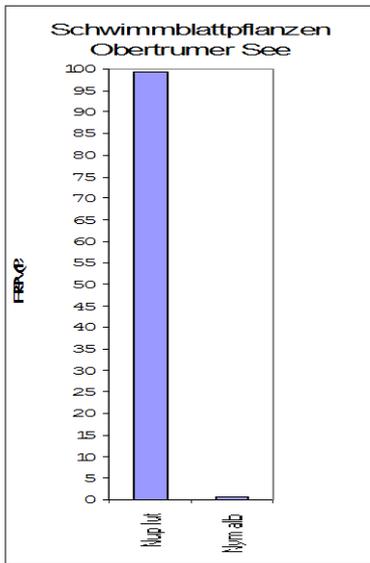


Abb. 5: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Schwimmblattvegetation im Obertrumer See.

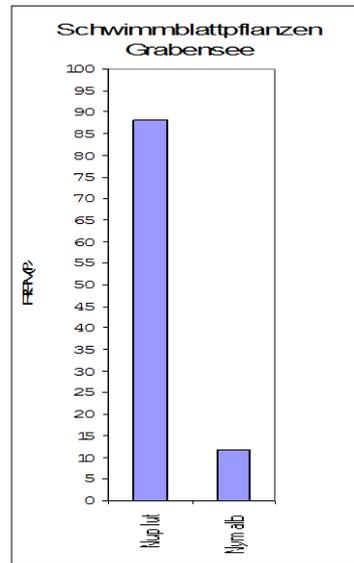


Abb. 6: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Schwimmblattvegetation im Grabensee.

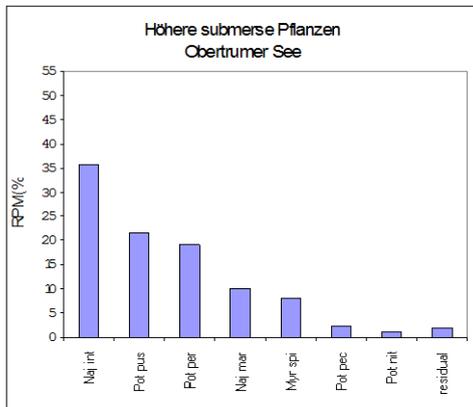


Abb. 7: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Höheren submersen Vegetation im Obertrumer See.

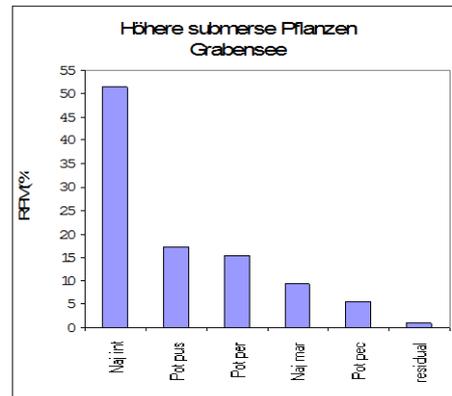


Abb. 8: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Höheren submersen Vegetation im Grabensee.

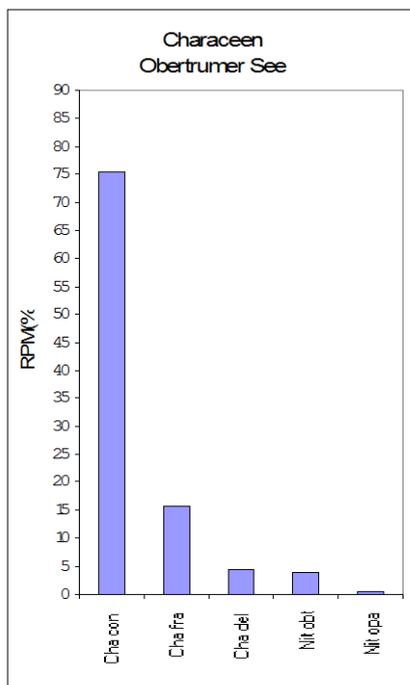


Abb. 9: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Characeen-Vegetation im Obertrumer See.

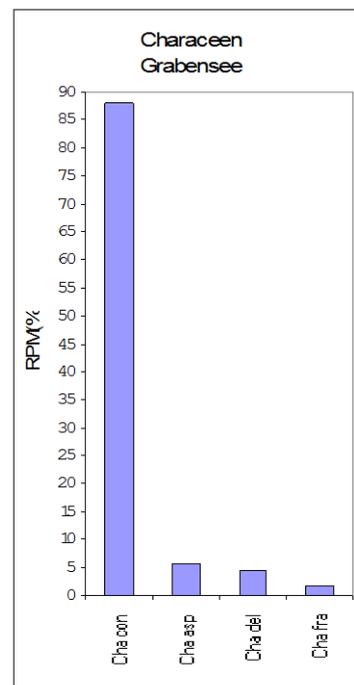


Abb. 10: Mengenmäßige Zusammensetzung (RPM) der Characeen-Vegetation im Grabensee.

Bei der Betrachtung der RPM-Grafiken der Höheren submersen Pflanzen und der Characeen fällt auf, dass die Mengenverteilung im Obertrumer See ausgewogener ist als im Grabensee. Im Obertrumer See haben jeweils mehr Arten einen Mengenanteil über 1 % und die RPM-Werte fallen gleichmäßiger ab. Entsprechende Mengenverteilungen sind typisch für meso- bis leicht eutrophe Gewässer. Im Grabensee dominiert immer deutlich eine Art und die Mengenanteile der übrigen vorkommenden Arten sind vergleichsweise gering.

Solche Mengenverteilungen innerhalb der untergetauchten Vegetation finden sich meist in Gewässern im unteren (oligotrophen) oder oberen (eutrophen) Bereich der Trophieskala. In meso- bis leicht eutrophen Gewässern liefern sie häufig einen Hinweis darauf, dass Umschichtungsprozesse im Gang sind und sich noch keine adäquate, das heißt optimal an die aktuellen Bedingungen angepasste, Vegetation ausgebildet hat.

Dies trifft aller Wahrscheinlichkeit nach auch für den Grabensee zu, wo es erst Mitte der 1990er Jahre, also kurz vor der Kartierung, durch Sanierungsmaßnahmen im Bereich der Abwasserentsorgung zu einer deutlichen Nährstoffentlastung kam (vgl. JÄGER et al., 2001a). Im Obertrumer See ist augenfällig, dass zumindest im Wasserkörper (unterhalb der Mittelwasserlinie) kein geschlossener Röhrichtgürtel vorhanden ist. Dies ist nur in wenigen Fällen durch die Gewässermorphologie bzw. das Substrat, sondern überwiegend anthropogen bedingt. Genauere Ausführungen sind HEBERLING (2001) zu entnehmen.

### 3.3 Artenspektrum, Pflanzenmenge und Verbreitung der einzelnen Arten

In den untersuchten Seen konnten im Sommer 1996 insgesamt 33 Makrophytenarten nachgewiesen werden (Tab. 1). 11 Arten davon sind Röhrichtpflanzen, 2 zählen zu den Schwimmblattarten, die übrigen 20 Arten wachsen submers (6 Characeen-Arten, 2 Wassermoose, 12 Vertreter der Höheren Pflanzen).

Zunächst fallen die im Vergleich zu den früheren Untersuchungen wesentlich höheren Artenzahlen auf. Dies ist sicherlich in erster Linie auf die unterschiedliche Kartierungstechnik und -intensität der Untersuchungen zurückzuführen. Während die früheren Aufnahmen überwiegend vom Boot aus durchgeführt wurden, wobei stichprobenweise Pflanzenproben mit einem Krautanker entnommen wurden, handelt es sich bei der vorliegenden Untersuchung um eine quasi flächendeckende Bestandsaufnahme mittels Tauchen. Auf Grund der Entwicklung der trophischen Situation in den letzten 25 Jahren (vgl. JÄGER et al., 2001a) kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich die Artenanzahl innerhalb der untergetauchten Vegetation gegenüber den zurückliegenden Untersuchungen

Wie bei der Größe des Gewässers nicht anders zu erwarten, sind Schwimmblattbestände im Obertrumer See nur von untergeordneter Bedeutung. Eine dem Röhrichtgürtel vorgelagerte Schwimmblattzone ist nur in wenigen Gewässerabschnitten, zumeist kleineren Buchten, vorzufinden. Zu nennen wären hier die Seehamer Bucht sowie die Uferbereiche bei Obertrum.

Während ein „Band“ Höherer Pflanzen fast in jedem Gewässerabschnitt angetroffen werden kann, beschränkt sich die Verbreitung von größeren, zusammenhängenden Characeen-Beständen („Characeen-Wiesen“) auf die Flachwasserbereiche am Nordende des Sees. Einzelne Characeen-Bestände finden sich jedoch auch immer wieder eingestreut zwischen den Höheren submersen Pflanzen. In einigen Abschnitten erreichen sie hierbei sogar annähernd die gleiche Häufigkeit wie diese. Die entsprechenden Flächen sind in Abb. 13 separat ausgewiesen (Characeen und Höhere submerse Pflanzen).

Im Grabensee ist entlang des gesamten Gewässers (unterhalb der Mittelwasserlinie) ein, wenn auch teils nur schütterer Röhrichtgürtel vorhanden. Die Schwimmblattbestände sind ausgedehnter als im Obertrumer See und am Südwestende des Sees findet sich dem Röhricht vorgelagert eine ausgeprägte Schwimmblattzone. Auch ein Band untergetauchter Höherer Wasserpflanzen zieht sich – mit Ausnahme des Bereichs bei der Mattigmündung – lückenlos unterhalb der Röhricht- bzw. Schwimmblattvegetation am Ufer entlang. „Characeen-Wiesen“ fehlen.

(JÄGER 1974, FRIESE 1986) tatsächlich deutlich erhöht hat.

Bezüglich der aktuellen Artenausstattung ist der Obertrumer See als mäßig artenreich einzustufen, der

Grabensee weist eine eher artenarme Ausprägung auf. Tabelle 2 zeigt zum Vergleich die Artenzahlen anderer Seen in naturräumlicher Nähe, die in entsprechender Weise kartiert worden sind. Da die Röhrichtvegetation nicht durchgehend aufgenommen wurde, finden hier nur Schwimmblattarten und die untergetauchte Vegetation Berücksichtigung.

Im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung wird bewusst auf eine kartographische Darstellung des Verbreitungsbildes der einzelnen Arten verzichtet (siehe hierzu PALL 2001b). Um dennoch einen Überblick geben zu können, sind die mittleren Mengenindizes MMT und MMO sowie der Verbreitungsquotient  $d$  aller in den beiden Gewässern vorkommenden Arten dargestellt (Abb. 11 und 12). Der MMT-Wert (schwarzer Balken) gibt an, in welcher mittleren Men-

ge die betreffende Art insgesamt im untersuchten Gewässer vorkommt, der MMO-Wert (weißer Balken) beschreibt die mittlere Menge der betreffenden

Art an den Orten ihres Auftretens. Die Skala reicht dabei von 1 bis 5 („sehr selten“ bis „massenhaft“).

Tab. 1: Arteninventar des Obertrumer Sees und des Grabensee 1996. Arten, die bereits im Rahmen früherer Kartierungen (JÄGER 1974, FRIESE 1986) nachgewiesen wurden, sind zusätzlich mit „J“ bzw. „F“ gekennzeichnet. RL: Rote Liste gemäß NIKLFELD (1986): 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, \* = Vertreter der Characeen und damit generell gefährdet; Kürzel: in den Grafiken verwendete Abkürzungen.

MAKROPHYTENARTEN	Obertrumer See	Grabensee	RL	Kürzel
<b>Röhrichtarten</b>				
<i>Acorus calamus</i> L. x	x			Aco cal
<i>Carex elata</i> ALLIONI x + (GRACILIS) x	x	x		Car ela
<i>Cladium mariscus</i> (L.) POHL -		x		Cla mar
<i>Iris pseudacorus</i> L. x	x	x		Isi pse
<i>Lythrum salicaria</i> L. x	x	x		Lyt sal
<i>Nasturtium officinale</i> R. BROWN	x		3	Nas off
<i>Phragmites australis</i> (CAVANILLES) TRINIUS ex STREUDEL x	x (J, F)	x (J, F)		Phr aus
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) PALLA x	x (F)	x (F)		Sch lac
<i>Sparganium erectum</i> L. em. REICHENBACH -	x	x	2	Spa ere
<i>Typha angustifolia</i> L. -	x		3	Typ ang
<i>Typha latifolia</i> L. -	x (F)	x(F)		Typ lat
<b>Schwimblattarten</b>				
<i>Nuphar lutea</i> (L.) J. E. SMITH	x (F)	x (F)	3	Nup lut
<i>Nymphaea alba</i> L.	x (J)	x (J, F)	3	Nym alb
<b>Untergetauchte Arten</b>				
<b>Charophyta</b>				
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILDENOW		x	*	Cha asp
<i>Chara contraria</i> A. BROWN ex KÜTZING	x	x	*	Cha con
<i>Chara delicatula</i> AGARDH	x	x	*	Cha del
<i>Chara globularis</i> THUILLIER	x	x	*	Cha fra
<i>Nitella opaca</i> AGARDH	x		*	Nit opa
<i>Nitellopsis obtusa</i> (DESSAUX in LOISELEUR) J. GROVES	x		*	Nit obt
<b>Bryophyta</b>				
<i>Fontinalis antipyretica</i> L.	x			Fon ant
<i>Platyhypnidium riparioides</i> (Hedw.) Dix.	x			Pla rip
<b>Spermatophyta</b>				
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	x			Cer.dem
<i>Elodea canadensis</i> MICHAUX fil.	x	x		Elo can
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	x (F)	x (F)		Myr spi
<i>Najas intermedia</i> WOLFGANG ex GORSKI in EICHWALD	x	x		Naj int
<i>Najas marina</i> L.	x (F)	x (F)		Naj mar
<i>Potamogeton berchtoldii</i> FIEBER in BERCHTOLD et OPTIZ	x			Por ber
<i>Potamogeton crispus</i> L.	x	x		Pot cri
<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER	x	x		Pot nit
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	x	x (F)		Pot pec
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	x (F)	x (F)		Pot per
<i>Potamogeton pusillus</i> L. sec. DANDY et TAYLOR	x	x	3	Pot pus
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	x	x	3	Ran cir
<b>Anzahl der Röhrichtarten</b>	<b>10</b>	<b>8</b>		
<b>Anzahl der Schwimblattarten</b>	<b>2</b>	<b>2</b>		
<b>Anzahl der untergetauchten Arten</b>	<b>19</b>	<b>14</b>		
<b>Gesamtartenanzahl</b>	<b>31</b>	<b>24</b>		

Der Verbreitungsquotient d (grauer Balken) gibt das Verbreitungsgebiet der Art an. Die Skala reicht dabei von 0 (kein Vorkommen) bis 1 (Vorkommen, unabhängig von der Pflanzenmenge, auf der gesamten untersuchten Fläche). In beiden Seen erreicht *Phragmites australis* die größten MMT-Werte. Während die Art im Obertrumer See „verbreitet bis häufig“ auftritt, ist ihr Vorkommen im Grabensee lediglich mit „verbrei-

tet“ zu bewerten. *Schoenoplectus lacustris* ist im Obertrumer See „selten bis verbreitet“, im Grabensee lediglich „selten“ vorhanden. In der Gruppe der untergetauchten Pflanzen und der Schwimblattpflanzen erreichen in beiden Seen lediglich *Najas intermedia* und *Nuphar lutea* einen MMT-Wert > 2 (Vorkommen mehr als „selten“).

Tab. 2: Arteninventar anderer Seen des österreichischen und bayerischen Alpenvorlandes.

Gewässer	Schwimblattarten	Untergetauchte Arten	Gesamtartenzahl
<i>Obertrumer See</i>	2	19	21
<i>Grabensee</i>	2	14	16
Zeller- (Irr-) see (MELZER 1995)	3	23	26
Waginger See (MELZER 1994)	4	19	23
Tachinger See (MELZER 1994)	2	20	22
Attersee (PALL 1996)	2	37	39
Chiemsee (MELZER et al., 1986)	3	38	41

Auf mehr als der Hälfte der Litoralfläche angetroffen werden ( $d > 0,5$ ) konnten in beiden Seen *Najas intermedia*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pusillus* und *Phragmites australis*. Alle übrigen Arten weisen eine geringere Verbreitung auf.

Aus den Grafiken (Abb. 11 und 12) können auch unschwer die im Gebiet extrem seltenen und daher unter Umständen gefährdeten Arten abgelesen werden. Diese Pflanzen kommen in nur einem kleinen Bereich und dort nur in geringen Mengen vor und zeigen daher in allen Indizes (MMT, MMO, d) niedrige Werte. Als Beispiel seien für die Trumer Seen

*Nasturtium officinale* (Echte Brunnenkresse), *Platyhypnidium riparioides*, *Sparganium erectum* (Ästiger Igelkolben) und *Typha angustifolia* (Schmalblatt-Rohrkolben) genannt. Diese Aussagen können vor allem hinsichtlich naturschutzfachlicher Fragestellungen Bedeutung erlangen.

### 3.4 Artenausstattung der einzelnen Gewässerabschnitte

Als weiterer naturschutzfachlicher Aspekt soll die Artenausstattung der einzelnen Gewässerabschnitte beleuchtet werden. Abbildung 11 zeigt den Artenreichtum der einzelnen Gewässerabschnitte im Obertrumer See. Die artenreichsten Abschnitte (9 bis 11 Arten) finden sich demnach am Westufer in der Umgebung von Seeham, am Nordostende des Sees, am

Ostufer zwischen Feichten und Anzing sowie unterhalb Ausserhof und am Südufer im Bereich des Bades (!). Abbildung 12 zeigt die Artenausstattung der einzelnen Gewässerabschnitte im Grabensee. Ein größerer Artenreichtum (9 – 11 Arten/Abschnitt) ist hier im südwestlichen sowie im nordöstlichen Uferbereich zu finden.

### 3.5 Transektkartierung

Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse der Transektkartierung ist PALL (2001b) zu entnehmen. Hier seien lediglich einige für einen methodischen Vergleich relevante Resultate angeführt. Bei den Transekten handelt es sich nicht um reine „Linien“, sondern um „Band“-Transekte mit einer definierten Breite. Dies ermöglicht eine Ausweisung von – bezüglich den Vegetationsverhältnissen – homogenen Flächen und damit prinzipiell auch sämtliche darauf basierende Berechnungen. Damit können wohl dieselben Kenngrößen ausgewiesen werden wie bei der flächendeckenden Kartierung, die Anwendbarkeit zur Interpretation der Vegetationsverhältnisse im gesamten See ist jedoch deutlich eingeschränkt bzw. in vielen Fällen unzulässig. Dies sei im Folgenden an einigen Beispielen erläutert.

(14 Transekte am Obertrumer See, 7 am Grabensee und 11 am Mattsee) können daher keinesfalls auf den gesamten See hochgerechnet werden. Dies gilt insbesondere, als die Transekte willkürlich, ohne Kenntnis der Verhältnisse unter Wasser, festgelegt wurden. Eine Übertragung der Ergebnisse von Transektkartierungen kann annäherungsweise nur dann vorgenommen werden, wenn entweder eine weitaus höhere Anzahl von Transekten untersucht wird oder die Transekte so angelegt werden, dass sie jeweils repräsentativ für charakteristische Bereiche definierter Größe sind. Letzteres setzt eine vorangegangene Abgrenzung mehr oder weniger einheitlicher Bereiche voraus. Die ideale Grundlage hierfür stellt eine detaillierte Vegetationsaufnahme, wie sie im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung für den Obertrumer See und den Grabensee erfolgt ist, dar.

#### 3.5.1 Dichte und Tiefenausbreitung der aquatischen Vegetation

Wie die Abbildungen 1 und 2 zeigen, ist die Vegetationsdichte im Uferverlauf starken Schwankungen unterworfen. Die Ergebnisse der Transektkartierung

Zur Ausweisung der Lage der unteren Vegetationsgrenze sind die Ergebnisse der Transektkartierung weitaus besser geeignet. Zwar ist auch jene Tiefe, bis zu der der Makrophytenbewuchs in einem See reicht,

nicht überall gleich, schwankt jedoch zumeist nur geringfügig. Als Beispiel sind die Ergebnisse der flächendeckenden Kartierung und der Transektkartierung gegenübergestellt:

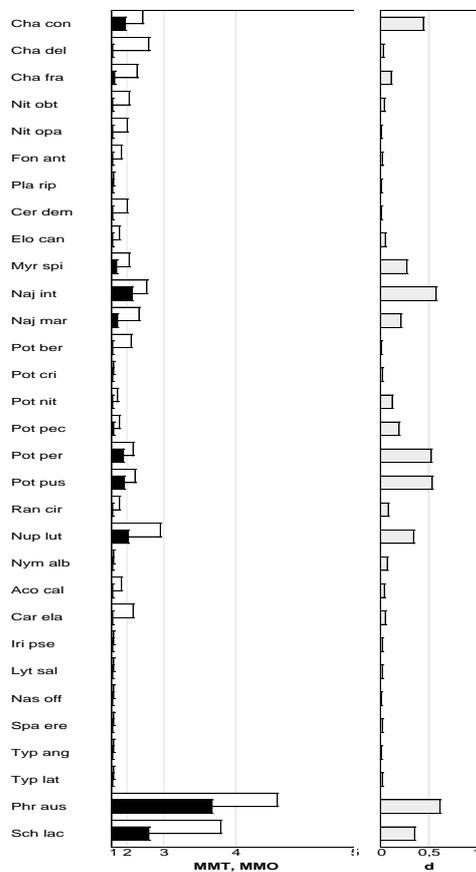


Abb. 11: MMT (schwarze Balken), MMO (weiße Balken) und d (graue Balken) aller im Obertrumer See vorkommenden Arten.

Demnach ist mit großer Sicherheit davon auszugehen, dass für den Mattsee die Lage der Vegetationsgrenze mit 5,1 m angenommen werden kann.

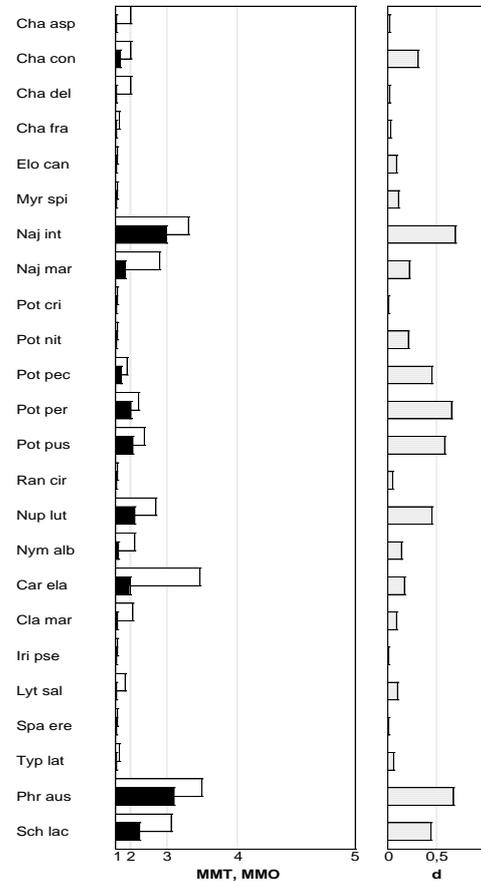


Abb. 12: MMT (schwarze Balken), MMO (weiße Balken) und d (graue Balken) aller im Grabensee vorkommenden Arten

Tab. 3: Lage der unteren Vegetationsgrenze. Berechnung auf Basis der flächendeckenden Kartierung im Vergleich mit der Berechnung auf Basis der Transektkartierung (MW = Mittelwert, max. = Maximum).

	Obertrumer See	Grabensee	Mattsee
Flächendeckende Kartierung	MW: 3,75 m; max.: 4,5 m	MW: 3,3 m; max.: 3,8 m	
Transektkartierung	MW: 3,75 m; max.: 4,5 m	MW: 3,3 m; max.: 4,0 m	MW: 5,1 m; max.: 9,0 m

### 3.5.2 Mengenanteile, Zusammensetzung und Zonierung der typspezifischen Vegetationseinheiten

Diese Größen können für jedes einzelne Transekt berechnet werden (vgl. PALL 2001b). Eine Mittelwertbildung aus jeweils allen Transekten eines Sees ist wohl rechnerisch möglich, hat aber kaum Relevanz zur Charakterisierung der Vegetationsverhältnisse des gesamten Gewässers. Eine besondere Schwierigkeit besteht hierbei darin, dass je nach Neigung der Uferhalde die von den verschiedenen Vegetationseinheiten besiedelten Flächen unterschiedlich groß sind. Eine Hochrechnung der Ergebnisse auf das Gesamtgewässer dürfte demnach nur tiefenbezogen erfolgen. Sinnhaftigkeit wird aber auch hier erst erreicht, wenn die Transekte so gelegt werden, dass sie innerhalb möglichst homogener, flächenmäßig definierter Gewässerbereiche liegen, auf die dann die Ergebnisse der Vegetationsaufnahme übertragen werden können und erst im Anschluss daran die o. a. Berechnungen durchgeführt werden.

Methodisch bedingt werden bei einer flächendeckenden Kartierung immer mehr Arten erfasst werden als

### 3.5.3 Artenspektrum, Pflanzenmenge und Verbreitung der einzelnen Arten

Methodisch bedingt werden bei einer flächendeckenden Kartierung immer mehr Arten erfasst werden als

bei der Bearbeitung von Transekten. Die entsprechenden Ergebnisse für die untersuchten Seen sind

Tabelle 4 zu entnehmen (nur Schwimmblattpflanzen und untergetauchte Vegetation).

Tab. 4: Anzahl der im Rahmen der flächendeckenden Kartierung sowie der im Rahmen der Transektkartierung erfassten Arten.

	Obertrumer See	Grabensee	Mattsee
Flächendeckende Kartierung	21	16	
Transektkartierung	12	7	7 *)

\*) *Chara sp.*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Potamogeton perfoliatus*, *Zannichellia palustris*.

Im Obertrumer See und im Grabensee wurden bei der flächendeckenden Kartierung etwa doppelt so viele Arten festgestellt, wie bei der Transektkartierung. Das würde bedeuten, dass für den Mattsee etwa 14 Makrophytenarten (Schwimmblattpflanzen und untergetauchte Vegetation) anzunehmen sind.

Pflanzenmenge (MMT/MMO) und Verbreitung (d) können auf Basis der Transektkartierung für die einzelnen Arten ausgewiesen werden. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf den Gesamtsee ist jedoch auch hier problematisch. Auch Aussagen betreffend Seltenheit bzw. Gefährdung einzelner Arten sind nur sehr eingeschränkt möglich.

## 4. Referenzzustand

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) des Europäischen Rates sieht vor, dass für jeden ökologisch erfassbaren Gewässertyp ein Referenzzustand ausgewiesen wird (vgl. auch ÖNORM M 6231). Die hierzu notwendigen Basisaufnahmen erfolgen in Österreich erst in den nächsten zwei bis drei Jahren. Vor allem betreffend die Makrophytenvegetation liegen bislang nur aus wenigen Gewässern verwertbare Ergebnisse vor. Eine statistisch abgesicherte Annäherung an die Fragestellung ist daher zurzeit noch nicht möglich. Im Folgenden soll dennoch versucht werden, einen Referenzzustand für die Trumer Seen zu formulieren. Die Definition erfolgt hierbei jedoch lediglich auf Basis der Erfahrungen der Verfasser. Man sollte sich daher des spekulativen Charakters der nachfolgenden Ausführungen bewusst sein.

Für den Obertrumer See und den Grabensee sind im Referenzzustand mesotrophe, für den Mattsee oligo- bis mesotrophe Verhältnisse anzunehmen. Der sich hieraus ergebende Referenzzustand für die Makrophytenvegetation kann wie folgt charakterisiert werden:

### Röhricht (nur im Wasser befindlicher Anteil)

Geschlossener bzw. nahezu geschlossener, dichter Schilfgürtel (*Phragmites australis*) bis in etwa 1,0 bis 1,2 m Wassertiefe, vorgelagert Flechtbinsenbestände (*Schoenoplectus lacustris*) bis in etwa 1,5 m Wassertiefe. Dazwischen immer wieder auch andere Arten, wie z. B. *Acorus calamus*, diverse *Carex*-Arten (v. a. *Carex elata*), *Cladium mariscus* etc.

### Schwimmblattpflanzen

Vor allem im Grabensee ausgedehnte Schwimmblattbestände (*Nuphar lutea* und *Nymphaea alba*). Im Obertrumer See und im Mattsee größere Schwimmblattbestände (v. a. *Nuphar lutea*, daneben *Nymphaea alba*) in geschützten Buchten. Auf Grund des etwas geringeren Trophiegrades Schwimmblattbestände im Mattsee weniger ausgeprägt als im Obertrumer See.

### Submerse Höhere Vegetation

Dichte, artenreiche Bestände bis in eine Wassertiefe von ca. 8-10 m (Mattsee), 6-8 m (Obertrumer See) bzw. 6 m (Grabensee). Artenanzahl im Grabensee ca. 25, im Obertrumer See zwischen 25 und 30 und im Mattsee ca. 30. Relativ ausgeglichene mengenmäßige Zusammensetzung der häufigeren Arten.

### Characeen

Hoher Anteil der Characeen an der insgesamt vorhandenen Pflanzenmenge. Mengenanteil der Characeenvegetation dabei vom Mattsee über den Obertrumer See zum Grabensee absinkend. Characeenvegetation insbesondere im Mattsee artenreich (ca. 10 bis 15 Arten). Vor allem in diesem See bilden Characeenwiesen die untere Grenze der Vegetation.

## 5. Bewertung des aktuellen Zustands

Eine Bewertung der aquatischen Vegetation nach den Vorgaben der ÖNORM M 6231 ergibt für die drei

Trumer Seen folgende Einstufung:

Tab. 5: Bewertung der Gewässervegetation in den Trumer Seen.

	Obertrumer See	Grabensee	Mattsee
Dichte und Tiefenausbreitung der aquatischen Vegetation	2 – 3	2 – 3	2?
Mengenanteile, Zusammensetzung und Zonierung der typspezifischen Vegetationseinheiten	2 – 3	2 – 3	?
Artenspektrum, Pflanzenmenge und Verbreitung der einzelnen Arten	2 – 3	2 – 3	?

Für den Mattsee ist auf Basis lediglich der Ergebnisse der Transektkartierung keine eindeutige Bewertung möglich. Unter Einbeziehung auch anderer Informationen kann jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit von einem - betreffend die Makrophytenvegetation - „guten“ Zustand ausgegangen werden. Obertrumer See und Grabensee liegen in allen Kategorien zwischen den Zustandsklassen „gut“ und „mäßig“. Um definitiv in den „guten Zustand“ zu gelangen, wären folgende Entwicklungen erforderlich:

- Zunahme der Vegetationsdichte,
- Ausbreitung der Vegetation in größere Wassertiefen,
- Zunahme des Mengenanteils der Characeen,
- Zunahme der Artenvielfalt.

Alle genannten Punkte stehen in direktem Zusammenhang mit dem Trophieniveau, wobei die aquatischen Vegetationsverhältnisse in beiden Seen auf einen relativ hohen Nährstoffreichtum schließen lassen. Die Forcierung einer Entwicklung hin zum „guten Zustand“ sollte also über eine Senkung des Trophieniveaus der Seen bzw. über eine Reduktion des Nährstoffeintrages möglich sein. Gerade in dieser Angelegenheit ist jedoch an den Trumer Seen in den letzten 10 bis 20 Jahren mit großer Sorgfalt gearbeitet worden und das trophische Niveau konnte in diesem Zeitraum deutlich gesenkt werden (vgl. JÄGER et al.,

2001a).

Die Vegetationsverhältnisse spiegeln somit nicht den derzeitigen Zustand der Gewässer wider. Vielmehr „hinken“ sie der in den vergangenen Jahren erfolgten raschen Reoligotrophierung hinterher bzw. konnte sich die aquatische Vegetation noch nicht vollständig an die verbesserten Bedingungen anpassen. Im Falle des Grabensees liefert, wie bereits erwähnt, die mengenmäßige Zusammensetzung der Vegetation bereits entsprechende Hinweise. Ein weiteres Indiz für diese These ist die Tatsache, dass sowohl am Obertrumer See, wie auch am Grabensee die Vegetationsgrenze zum Untersuchungszeitpunkt weitaus niedriger lag, als auf Grund der aktuellen Sichttiefenwerte zu erwarten gewesen wäre. Die folgende Tabelle gibt Aufschluss über die vorgefundene und theoretisch zu erwartende Lage der Vegetationsgrenze.

Am Grabensee erfolgte eine deutliche Verbesserung des trophischen Status gleichsam erst unmittelbar vor der hier beschriebenen Untersuchung. Hier ist auch die Abweichung der festgestellten von der theoretisch zu erwartenden Vegetationsgrenze am größten. Der Obertrumer See erfuhr bis Anfang der 1990er Jahre einen rasanten Reoligotrophierungsprozess. Auch hier konnte sich die aquatische Vegetation offensichtlich noch nicht vollständig an die verbesserten Bedingungen anpassen. Im Mattsee vollzogen sich in den letzten 20 Jahren hingegen nur vergleichsweise geringfügige Veränderungen im Trophieniveau. Festgestellte und berechnete Vegetationsgrenze stimmen gut überein.

Tab. 6: Lage der Vegetationsgrenze in den Trumer Seen, festgestellte und berechnete Werte.

	Lage der Vegetationsgrenze zum Aufnahmezeitpunkt (1996)	Errechnet nach CHAMBERS & KALFF (1985)	Errechnet nach MIDDELBÖE & MARKAGER (1997) für hochwüchsige Gefäßpflanzen	Errechnet nach MIDDELBÖE & MARKAGER (1997) für Characeen
Grabensee	3,3 m	4,3	4,4	4,8
Obertrumer See	3,7 m	4,6	4,6	5,2
Mattsee	5,1 m	5,2	5,1	6,1

Es ist davon auszugehen, dass sich die aquatische Vegetation im Obertrumer See und im Grabensee in absehbarer Zeit dem verbesserten Zustand anpassen

## 6. Literatur

- CARPENTER S. R., LODGE D. M. (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. - *Aquatic Botany*, 26: 341 – 370
- CHAMBERS P. A., KALFF J. (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to secchi depth. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 701 – 709
- DE NIE H. W. (1987): The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations. - *EI-FAC Occas. Pap.* 19. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, 1-52
- FRIESE G. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen in den Einzugsgebieten der Salzburger Alpenvorlandseen. - *Stud. Forsch. Salzburg*, 2: 227–263
- GOULDER R. (1969): Interactions between rates of production of a freshwater macrophyte and phytoplankton in a pond. - *Oikos*, 20: 300-309
- HEBERLING O. (2001): Ökologische Untersuchung der Uferzonen der Trumer Seen [im Salzburger Alpenvorland]. – Unpubl. Untersuchungsbericht im Auftrag des Landes Salzburg - Gewässerschutz
- HUTCHINSON G. E. (1975): A treatise on Limnology. Vol 3: Limnological Botany. - J. Wiley & Sons, New York, 1-660
- JÄGER P. (1974): Limnologische Untersuchung im Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenpopulation. - Dissertation, Universität Graz, 1-95
- JANAUER G.A., ZOUFAL R., CHRISTOPH-DIRRY P., ENGLMAIER P. (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation. - *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, 2: 59-70
- JEPPESEN E., SONDERGAARD M., SONDERGAARD M., CHRISTOFFERSEN K. (eds) (1997): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. - *Ecological Studies* 131, Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 1-423
- JERSABEK C., JÄGER, P., SCHABER P. (2001a): Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981 bis 1995.- in: *Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz*, 4: 47-53 (2013)
- KOHLER A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - *Landschaft + Stadt*, 10: 73-85
- MELZER A. (1994): Möglichkeiten einer Bioindikation durch submerse Makrophyten- Beispiele aus Bayern. - *Gewässerökologie Norddeutschlands* 1: 92 - 102
- Gewässerökologie Norddeutschlands* 1: 92 - 102.
- MELZER A. (1995): Die Makrophytenvegetation des Zeller (Irr-)sees und ihre Bedeutung für die Beurteilung des Gewässerzustandes. - *Untersuchung im Auftrag des Konsortiums des Zeller Sees*, unveröff. Bericht
- MELZER A., HARLACHER R., HELD K., SIRCH R., VOGT E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. - *Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 4/86: 1-210
- MELZER A., HARLACHER R., HELD K., VOGT E. (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Würth- und Pilsensees sowie des Weßlinger Sees. - *Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 1/88: 1-262
- MIDDELBOE A. L., MARKAGER S. (1997): Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. - *Freshwat. Biol.*, 37: 553 – 368
- MOSS B. (1990): Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. - *Hydrobiologia*, 200: 367-377
- NIKL FELD H. (1986): Einführung zu den Roten Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – in: *BMfGU, Wien (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs*. 2. Aufl., 33-153
- ÖNORM M 6231 (Ausgabe 2001-10- 01): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern – Österr. Normungsinstitut Wien, 1- 58
- ONDOK J. P., POKORNY J., KVET J. (1984): Model of diurnal changes in oxygen, carbon, dioxide and bicarbonate concentrations in a stand of *Elodea canadensis* Michx. - *Aquatic Botany*, 19: 293 – 305
- PALL K. (1999): Characeen. - In: *ROTT, E. et al.: Indikationslisten für Aufwuchsalgen, Teil 2: Trophieindikation und Autökologische Anmerkungen.*- Hrsg.: Österr. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster
- PALL K. (2000): Makrophyteninventar des Großen Vätersees. - *Untersuchung im Auftrag des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin*, unveröff. Bericht.
- PALL K. (2001a): Methoden zur Erfassung und Charakterisierung der Makrophytenvegetation in Stillgewässern.- In *Vorbereitung*
- PALL K. (2001b): Die Makrophytenvegetation der Trumer Seen.- *Untersuchung im Auftrag der Salzburger Landesregierung*, unveröff. Bericht
- PALL K., JANAUER G. A. (1995): Die Makrophytenvegetation von Flusstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluss-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. - *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 101, Large Rivers 9/2: 91-109
- PALL K., JANAUER G. A. (1997): Totalinventarisierung der Makrophytenvegetation der österreichischen Donau. - *Tagungsband der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (SIL)*, Frankfurt
- PALL K., KASPRZAK P. (2001): Trophisches Niveau und Makrophytenvegetation im Großen Vätersee (Brandenburg, BRD).- *Limnologica*, zum Druck eingereicht
- PALL K., RÁTH B., JANAUER G. A. (1995): Die Makrophyten in dynamischen und abgedämmten Gewässersystemen der Kleinen Schüttinsel (Donau Fluss-km 1848 bis 1806) in Ungarn. – *Limnologica*, 26: 105-115
- PIP E. (1978): A survey of the ecology and composition of submersed aquatic snail-plant communities. - *Can. J. Zool.*, 56: 2263 – 2279
- POKORNY J., REJMANKOVA E. (1983): Oxygen regime in a fishpond with duckweeds (*Lemnaceae*) and *Ceratophyllum*. - *Aquatic Botany*, 17: 125 – 137
- ROGERS K. H., BREEN C. M. (1983): An investigation of macrophyte, epiphyte and grazer interactions. - In: *Wetzel (ed): Periphyton of freshwater ecosystems*. - Junk, The Hague: 217 – 226
- SAND-JENSEN K., BORUM J. (1991): Interaction among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. - *Aquatic Botany*, 41: 137 – 175
- SCULTHORPE C. D. (1967): *The biology of aquatic vascular plants*. - St. Martin's Press, New York, 1-610
- WHITFIELD A. K. (1984): The effect of prolonged aquatic macrophyte senescence on the biology of the dominant fish species in a South African coastal lake. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18: 315 - 329

**Zitervorschlag:**

PALL K., JÄGER P. (1999): Die aquatische Vegetation der Trumer Seen. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 307-320 (2015)

**Anschrift der Verfasser:**

Mag. Karin PALL, Systema Bio- und Management Consulting GmbH, Bensasteig 8, 1140 Wien, [karin.pall@systema.at](mailto:karin.pall@systema.at)  
Hofrat Dr. phil. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, Österreich, [paul.jaeger@sbg.at](mailto:paul.jaeger@sbg.at)

# Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen

Paul JÄGER, Erich DUMFARTH, Oliver HEBERLING

Mit 68 Abbildungen und 18 Tabellen im Text sowie 7 Karten.

## KURZFASSUNG

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse belegen auf eindrucksvolle Weise, dass die Summe der Sanierungsmaßnahmen über einen Zeitraum von ca. 20 Jahren die ökologische Trendumkehr für den Wallersee und seine Uferbereiche ermöglicht hat. Den ersten Schritt bildete die Abwassersanierung im gesamten Einzugsgebiet des Sees, dann folgte der Hochwasserschutz Seekirchen und die Seespiegelanhebung. Mit der Seespiegelanhebung konnte auch der ökologische Schutz der ausgedehnten Schilfufer um den See realisiert werden.

Durch den landseitigen Nährstoffentzug durch Düngeverzicht und die mehrjährige Aushagerung der nun geschützten Uferbereiche in der drei Naturschutzgebieten um den See in Kombination mit der Rücknahme der Schilfmahd bis deutlich in den Landschilfbereich ist nunmehr die ökologische Trendumkehr im Ökoton Seeufer gelungen und im Vergleich der Jahre 1993 zu 2006/09 auch bewiesen.

Das Schilf konnte sich wieder seinem natürlichen Zustand annähern, wird kräftiger, höher und steht weniger dicht. Gleichzeitig beginnt an den bereits früher bestandenen Flächen das Schilf neu auszutreiben und diese wieder zu besiedeln.

Die drei wichtigen landschaftsökologischen Funktionen des Ökoton Seeufer

– Artenschutz, Uferschutz und Puffer zum landseitigen Nutzungsdruck –

können 10 Jahre nach der Wiederanhebung des Seespiegels am Wallersee wieder erfüllt werden.

Damit hat sich die Notwendigkeit der vorgeschriebenen Sanierungs- und Schutzmaßnahmen am Wallersee bestätigt.

## GLIEDERUNG

1.	EINLEITUNG.....	322
2.	DAS ÖKOSYSTEM WALLERSEE, ENTSTEHUNG UND ENTWICKLUNG .....	323
3.	SANIERUNG UND SCHUTZ DES WALLERSEES.....	324
	3.1    Rechtliche Grundlagen	
	3.2    Hydrologie	
	3.3    Trophie	
	3.4    Natürliche Vegetationszonierung des Seeufers	
	3.5    Ökoton Seeufer	
4.	METHODIK DER MAKROPHYTENUNTERSUCHUNG IN GROßEN SEEN .....	337
	4.1    Geländemodell, Morphometrie und Ufermorphologie, hydrografische Stammdaten	
	4.2    Aufnahme der landseitigen Vegetationseinheiten, Gebüsch und Schilf	
	4.3    Aufnahme der seeseitigen Vegetationseinheiten mit dGPS und Vermessungsboot	
	4.4    Ökosystemare Klassifizierung der emersen Makrophyten	
	4.5    Flächenbilanzen der Seeufervegetation über ökosystemare Bestandserhebung	
	4.6    Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten	
	4.7    Ermittlung der Schilfvitalität	
5.	ERGEBNISSE .....	342
	5.1    Bilanzen	
	5.2    Hydrologische Kennwerte, Wassertiefen an der Schilffront und Bestandestiefen des Schilfgürtels am Wallersee	
	5.3    Potentielle Laichareale und Fischeinstände vor und nach der Seespiegelanhebung	
	5.4    Schilfausbreitung entlang der Transekte	
	5.5    Schilfvitalität	
6.	TRENDUMKEHR.....	376
7.	LITERATUR.....	377
8.	KARTEN .....	379

# 1. Einleitung

Mit der zunehmenden Eutrophierung und zwei Seespiegelabsenkungen ab der Mitte des letzten Jahrhunderts begann auch am Wallersee bei Salzburg das große Schilfsterben, dessen ursächliche Zusammenhänge mit den gravierenden ökosystemaren Veränderungen des Sees und seines Einzugsgebietes bis zur Veröffentlichung der Ergebnisse der umfassenden Ökosystemstudie „Projekt Vorlandseen“ des Landes Salzburg (LAND SALZBURG 1986) der Öffentlichkeit nicht bewusst waren. Erste Beschreibungen der negativen Auswirkungen der Seespiegelabsenkungen auf den Schilfbestand finden sich in JÄGER (1974).

Die Zusammenschau der Ergebnisse der interdisziplinären Studie zeigte 1986 deutlich, dass die damalige Nährstoffüberfrachtung des Wallersees in Zusammenwirken mit der Absenkung des Seespiegels zu „enormen Veränderungen der ökologischen Struktur des Sees und seiner Ufer geführt hat.

*Um die negativen Auswirkungen der durch die Seespiegelabsenkung ausgelösten ökologischen Sukzession zu mildern und in kleineren Bereichen wieder rückgängig zu machen, ist es unbedingt notwendig*

1. die Seespiegelabsenkung zu stoppen
2. den Mittelwasserstand des Sees wieder auf die langjährigen Mittelwerte der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts anzubahen und
3. die natürliche Schwankung des Wasserspiegels nicht zu unterbinden, wobei selbstverständlich die Hochwasserspitzen durch Ertüchtigung des Seeablaufes gemindert werden müssten;
4. die einmähdigen Streuwiesen nicht zu düngen und den Schnitt erst im September zu beginnen.  
Ferner sollte der Schilfschnitt kontrolliert werden (JÄGER 1986a).“

Aus der Sicht der wasserwirtschaftlichen Planung ergaben sich für die vollständige Sanierung des Wallersees folgende Maßnahmen (JÄGER 1986b):

- a) „weitere Reduzierung der punktuellen Eutrophierungsquellen durch die Vervollständigung der Abwasserkanalisation im Einzugsgebiet des Sees
- b) Reduzierung der diffusen Nährstoffquellen mit zwei Schwerpunkten:
  1. Verminderung des diffusen Bodenaustrages durch Abschwemmung und Versickerung und
  2. Verringerung der punktuellen Düngerbelastung durch unsachgemäße Aufbringung und Verteilung der Düngemittel
- c) Maßnahmen an den Seen selbst  
*Die Höhe des Seespiegels ist beim besonderen Typus der Vorlandseen mit den vielen angrenzenden Moorflächen, den seicht auslaufenden Ufern und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des Hinterlandes ein besonders wichtiger Punkt. Beim Wallersee ist unbedingt eine mindeste Seespiegellhöhe von 505,50 m ü .A. anzustreben. Der langjährige Mittelwasserstand von 505,80 bis 506,00 muss wieder erreicht werden, um irreversible Schäden zu verhindern.*

*Der Wasserspiegel des Sees muss weiters seine natürlichen jahreszeitlichen Schwankungen aufweisen können, wobei gegen die Abflachung der Hochwasserspitzen nichts einzuwenden ist.“*

Für den Naturschutz anwendbare Ergebnisse des Projektes „Vorlandseen“ münden nach FRIESE (1986) in folgendem Maßnahmenkatalog:

1. „Vergrößerung der Schilfgürtel des Wallersees.  
*Das Ziel wäre ein Vermehrung in Ausdehnung und Dichte der Schilfgürtel und damit in weiterer Folge eine Vermehrung der Brutmöglichkeiten für Vögel, die Wiederinstallierung von Laich- und Gelegeflächen für Fische etc.*
2. Seespiegelanhebung Wallersee:  
*Eine Anhebung des Seespiegels des Wallersees um etwa 40-50 cm hätte eine beträchtliche Grundwasserspiegelanhebung in den ufernahen Bereichen zur Folge. Über die Vorfluter käme es durch Rückstau indirekt zu einer Wiedervernässung des bereits bedenklich ausgetrockneten Ostteils des Wenger Hochmoores. Im direkten Uferbereich wäre eine Wieder-Ausbreitung des Schilfgürtels seewärts und von Großseggenbeständen landeinwärts sowie eine Wiedervernässung von Niedermooren bzw. Streuwiesen die Folge.*
3. Auflässen von Torfstichtentwässerungen vor allem im Wenger Moor.“

Die 1986 angeführten wasserwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Sanierungsziele für den Wallersee wurden baulich ab 1986 in mehreren Schritten bis 2000 umgesetzt. Die allmähliche Anpassung der Ufervegetation an die seit 2000 neue hydrologische Situation erfolgte in mehreren Pflegeschritten, um die Aushagerung der bis 1995 landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen zu erreichen und um die Anpassung von Fauna und Flora an die neuen Umweltbedingungen durch natürliche Migrationsmechanismen zu fördern.

Die Sukzession der Vegetation der Uferbereiche des Wallersees wurde an 7 Transekten um den Wallersee, beginnend mit der Basisaufnahme der Untersuchungstranekte von WIESNER im Jahr 1993 (WIESNER 1995), vegetationskundlich in den Jahren 1999, 2000, (HEBERLING 2000, 2001) sowie 2006 und 2009 (Grün 3 GmbH 2011) beobachtet und dokumentiert. Aufbauend auf einem digitalen Modell der Seewanne des Wallersees, eingefügt in das digitale Geländemodell des Einzugsgebietes des Sees, wurden die Ufermorphologie, die Uferzonierung, Gebüsche und Landschilfgrenzen, die Schilfgürtel und Schwimmblattzonen und die Unterwasservegetation 2001, 2006, 2007 und 2008 mit dGPS und Echosondierung vermessen und in Flächenbilanzen dargestellt (ICRA 2000, 2001, 2006, 2007, 2008, 2009). Orthofotos vom Wallersee 1994 und 2007 waren eine weitere wesentliche Hilfe zur Erstellung der Flächenbilanzen der Seeufervegetation.

Die Untersuchung der submersen Makrophytenvegetation des Wallersees erfolgte ergänzend 2009 (PALL 2010a, b) gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 Makrophyten, des BMLFUW (PALL & MAYERHOFER 2009).

## 2. Das Ökosystem Wallersee, Entstehung und Entwicklung

Der Wallersee liegt im östlichsten Zweigbecken des Salzachgletschers. Er ist vor ca. 19.000 Jahren als schlufftrüber Eisrandsee entstanden. In dieser Zeit war das Tal der Fischach noch von Eismassen verschlossen. Der Abfluss des Sees war im Norden beim Bahnhof Neumarkt. Das heute noch erkennbare Flussbett leitete die Gletscherwässer über Straßwalchen und das Mattigtal zum Inn. Erst nachdem vor ca. 17.000 Jahren auch das Stammbecken des Salzachgletschers bei Salzburg eisfrei geworden war, kehrte sich die Entwässerungsrichtung des Wallersees um, der Seespiegel sank um 30 m und der Wallersee floss von da an über die Fischach zur Salzach ab. Mit dem Verlust des Eisanschlusses endete auch der Zufluss von schlufftrübem Gletscherschmelzwasser und der See wurde klar (IBETSBERGER et al., 2010).

Bis zum Boreal vor ca. 10.000 Jahren sank der Seespiegel von 520,00 m in drei Etappen auf 507,50 m ü. A.. Mit der borealen Warmzeit und der Ausbreitung eines üppigen Vegetationsgürtels um den See entstanden auch die großen Schilf- und Schwimmblattgürtel und es entwickelte sich die Unterwasservegetation.

Nach den im Spätglazial eingewanderten Kaltwasserfischen wie Aalrutte, Forelle und Koppe besiedelten nun auch die sommerwarme Gewässer liebenden Krautlaicher über die Fischach zusammen mit Hecht und Barsch aus der glazialen Mischfauna den See (JÄGER et al., 2010). Die Kaltwasserfische finden sich nun im kühlen Tiefenwasser des Sees und in den quellkalten Seezuflüssen.

Der Wallersee hatte in den letzten 10.000 Jahren einen weitgehend konstanten Wasserspiegel, der zur Ausbildung ausgedehnter Schilfgürtel um den See führte. In den flachen Verlandungsbereichen um den See entstanden über glazialen Seetonwannen und ufernahen Seekreidelagen fünf ausgedehnte Schilftorfflächen als Niedermoore, die sich am Beispiel des Zeller und des Wenger Moores (Abb. 36) auch zu Hochmooren entwickeln konnten (IBETSBERGER et al., 2010; JÄGER et al., 2010; KRISAI & FRIESE 1986).

Zur „Entseuchung der Sumpfflächen des Seeausflusses“ nach der großen Cholera-Epidemie, zur Landgewinnung und zum leichteren Torfabbau in den Randmooren des Sees wurde der See erstmals 1886/87 durch Tieferlegen des Abflusses um etwa 1,5 m abgesenkt. Große Flachuferbereiche fielen trocken und wurden landwirtschaftlich nutzbar. Der Torfabbau kam in Zell am Wallersee dank der nahen gerade erbauten Eisenbahn für einige Zeit in Schwung. Dieser ersten großen Seeuferzerstörung folgten 70 Jahre ohne weitere Seespiegelmanipulation, in denen sich ein neues Ufergleichgewicht aufbauen konnte.

Drei Jahrzehnte mit zwei weiteren Seespiegelabsenkungen (1959 und 1971/72) um ca. 50 cm im Mittel- und Niederwasserbereich sowie intensive Düngung und mehrmalige Mahd der ehemaligen Schilfstandorte bis zur herbstlichen Niederwasseranschlagslinie hatten bis 1990 die nach der ersten Spiegelabsenkung verbliebenen und wieder erstarrten Schilfgürtel auf kümmerliche Reste reduziert (JÄGER 1974, FRIESE 1986, JÄGER 1986a, JÄGER 2015). Die zeitgleiche abwasserbedingte Eutrophierung des Sees setzte mit dichten Algenwatten dem Restschilf weiter zu.

Die Sanierung der Abwassersituation wurde unverzüglich 1986 in Angriff genommen. Für die Wiederanhebung des Seespiegels des Wallersees bot der seit langem diskutierte Hochwasserschutz Seekirchen eine Möglichkeit zur Umsetzung, da nur damit auch der Schutz der Seeanlieger sichergestellt werden konnte. Nach dem großen Hochwasser 1991 beschlossen die Gemeinden um den Wallersee ein Hochwasserschutzprojekt, mit welchem vor allem die oftmaligen Überflutungen der Stadt Seekirchen beendet werden sollten. Das Projekt wurde 1992/93 geplant und 1993/94 wasserrechtlich sowie naturschutzrechtlich bewilligt. Baubeginn war 1994.

Nachdem der See durch Kanalbau im Einzugsgebiet eine zügige Reoligotrophierung erlebte, bot sich mit dem Hochwasserschutz nun auch die Möglichkeit, den Nieder- und Mittelwasserstand des Sees wieder soweit anzuheben, dass die durch die Seespiegelabsenkungen im 20. Jahrhundert und die landwirtschaftliche Nutzung bis zum Wasser weitgehend zerstörten Schilf- und Schwimmblattgürtel des Sees ihre Nährstoffüberschüsse abbauen können, aus der Brechzone der Wellen kommen und ihre landschaftsökologisch so wichtigen Funktionen (OSTENDORP 1994) wieder übernehmen können. Ergänzend wurden die landwirtschaftlichen Nutzflächen im Überschwemmungsgebiet des Sees finanziell abgelöst und außer Nutzung gestellt. Im Jahr 1995 begann das Aushagern der ufernahen bislang als mehrmähdige Wiesen genutzten ehemaligen Schilfstandorte.

Die projektgemäße Anhebung des Seespiegels begann mit dem Fortschritt der Baumaßnahmen 1997 an der Seeklause mit der Wiederanhebung des Niedrigstwasserstandes des Wallersees um 25 cm. Die Aufhöhung des mittleren Niederwassers und des Mittelwassers um 30 bzw. 20 cm auf die Koten vor den letzten Absenkungen (1959 und 1971/72) wurde im Dezember 1999 mit der Fertigstellung des Klauswehres möglich (siehe auch Tab. 1). Erreicht wurde der Hochwasserschutz dadurch, dass die historische Engstelle für den Hochwasserabfluss des Wallersees aus der Stadt Seekirchen seewärts verlegt und als Klauswehr mit Hochwasserschutzdamm neu errichtet wurde.

### 3. Sanierung und Schutz des Wallersees

Die Sanierung und der Schutz des Ökosystems Wallersee erfolgten rechtlich auf Basis des Österreichischen Wasserrechtes und des Salzburger Naturschutzgesetzes in der damals gültigen Fassung. Mit den jeweiligen Genehmigungsbescheiden konnten die Reinhaltungsverbände Neumarkt und Seekirchen (Nährstoffrückhalt) und der Wasserverband Wallersee (Seespiegelanhebung und Sanierung der für den

ökologischen Zustand des Sees maßgeblichen Uferbereiche v. a. der Schilfbestände) ihre Arbeit für den See und sein Umland aufnehmen. Die jeweiligen Überprüfungsbescheide bestätigten 2000/01 die konsensgemäße Durchführung der Baumaßnahmen zur Seespiegelanhebung und die Notwendigkeit der weiteren Umsetzungen der ökologischen Begleitmaßnahmen an den Seeufern.

#### 3.1 Rechtliche Grundlagen

Nach den Bestimmungen des WRG 1959 war damals die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit der Gewässer und der für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers maßgeblichen Uferbereiche sowie des Tier- und Pflanzenbestandes Ziel des Gewässerschutzes. Auch in der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft orientiert sich der Zustand der Gewässer am natürlichen Gewässerzustand, der damit zum Referenzzustand und Leitbild im Sinne der ÖNORM M 6231 für die Beurteilungen von Maßnahmen im und um das Gewässer wird.

In den wasserrechtlichen und naturschutzrechtlichen Bewilligungsbescheiden für die Seespiegelanhebung Wallersee und den Hochwasserschutz Seekirchen wurde auch festgelegt, dass in den drei Naturschutzgebieten um den Wallersee große ufernahe Flächen gegen Ankauf oder langjährige Pacht außer Ertrag gestellt werden.

Die Abgrenzung der Düngeverzichtszone zu den landwirtschaftlichen Ertragsflächen erfolgte im Gelände mit einem uferparallelen Graben (Abb. 3). Diese Grenze folgt annähernd der Höhenkote 507,00 m (HW10) und wird als „Gelbe Linie“ verortet (Abb.1, 26, 31, 39, 44, 48, 52). Seewärts der „Gelben Linie“ werden die unmittelbaren Uferzonen des Sees, die künftig der natürlichen Sukzession überlassen werden, bis zur Kote des HW2 bei 506,40 m, mit der „Grünen Linie“ abgegrenzt und im Gelände vermarktet (Abb. 1). Die Abgrenzung der Düngeverzichtszone von den Sukzessionsflächen wurde gemeinsam mit dem Wasserverband Wallersee, dem Wasserbau des Landes Salzburg, Vertretern des Naturschutzes und des Gewässerschutzes aufgrund einer Begehung 1994 als „Grüne Linie“ festgelegt und im Gelände verortet (siehe auch Karte Thema 1 und Abb.1, 26, 31, 39, 44, 48, 52).

Die Flächen seewärts der „Grünen Linie“ am Fischtaginger und Bayerhamer Spitz sowie im Bereich des Wenger Moores zwischen Schön- und Wallerbach

gelten seit 1995 und mit der WRG-Novelle 2003 als die für die ökologische Funktionsfähigkeit und den ökologischen Zustand des Sees maßgeblichen Uferbereiche, in welchen zum Schutz des Sees nach dem naturschutzbehördlichen Bewilligungsbescheid 1994 und dem wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid 1994, jede Nutzung zu unterbleiben hat. Diese Flächen mit Gebüsch und Schilf sind nach Aushagerung ihrer natürlichen Entwicklung (Sukzession) zu überlassen. Übergangsregelungen für verschieden nährstoffbelastete oder durch Aufschüttung veränderte Flächen wurden für die Übergangszeit bis zur Wasserspiegelanhebung vereinbart. Diese Verfügung wurde in den jeweiligen Überprüfungsbescheiden aus den Jahren 2000 und 2001 bestätigt.

Im naturschutzrechtlichen Bescheid gelten diese Flächen als Ersatzlebensräume gemäß § 3 (5), Salz.NSchG. 1993. Sie wurden von den Sachverständigen des Naturschutzes und des Gewässerschutzes gemeinsam als dringend notwendig für die ökologische Funktion und den ökologischen Zustand des Sees und seiner Randgebiete erachtet.

Die völlige Außernutzungsstellung der Flächen seewärts der „Grünen Linie“ mit der Verpflichtung, die uneingeschränkte natürliche Vegetationsentwicklung dieser Flächen zuzulassen, wurde mit hohem finanziellen Aufwand aus Mitteln der Wasserwirtschaft in Umsetzung des Hochwasserschutzprojektes ermöglicht.

Vom Gewässerschutz und vom naturschutzfachlichen Sachverständigendienst wurde mit Schreiben vom 26.3.1997, Zl. 13/04-9719501/2-1997, ein gemeinsames ökologisches Leitbild für Pflegemaßnahmen in den Naturschutzgebieten am Wallersee erstellt. Es ist für künftige Pflegepläne und Maßnahmenprogramme aus gewässerökologischer und naturschutzfachlicher Sicht zu berücksichtigen.



Abb. 1: Beispielhafter Verlauf der „Grünen“ und der „Gelben Linie“ im Bereich Bayerhamer Spitz. Foto: Paul JÄGER; Grafik: GRÜN3 GmbH.



Abb. 2: Wallersee, Seekirchner Bucht; ein etwa zehnjährliches Hochwasser am Bayerhamer Spitz 2002; Schilfbereich und Weidengürtel sind bis zur „Gelben Linie“ überschwemmt. Foto: Paul JÄGER



Abb. 3: Vermarkter Grenzgraben der „Gelben Linie“ am Fischtaginger Spitz. Foto: Paul JÄGER

**Ökologisches Leitbild für den Wallersee und für die zur Erhaltung der ökologischen Funktionen des Sees maßgeblichen Uferbereiche (bis Kote 507,0 bzw. „Gelbe Linie“) sowie für den See angrenzenden Naturschutzgebiet**

„Die Projektstudie „Vorlandseen“ des Amtes der Salzburger Landesregierung hat in vielen Arbeiten belegt, dass insbesondere die Absenkung des Seespiegels zu enormen Veränderungen der ökologischen Strukturen des Sees und seiner Ufer geführt hat. Es erscheint im Sinne dieser Studie, welche das Projekt Seespiegel Anhebung Wallersee und Hochwasserschutz Seekirchen fachlich im Wesentlichen vorbereitete, unbedingt notwendig, die durch die Seespiegelabsenkung ausgelösten negativen ökologischen Sukzessionen insbesondere im Seeuferbereich wieder rückgängig zu machen.

Als ökologisches Leitbild für den Wallersee und seine Uferbereiche wird in der Projektstudie „Vorlandseen“ die Wiederentwicklung, insbesondere der vor der Seespiegelabsenkung 1959 zu beobachtenden Ufervegetation in den Bereichen Wenger Moor, Fischtaging und Bayerham angestrebt. Damit sollen wieder der Fauna, die für derartige Uferzonen charakteristisch ist, die entsprechenden natürlichen Habitate zur Verfügung gestellt werden. Die Leitziele dieses Leitbildes wurden im naturschutzbehördlichen Überprüfungsbescheid vom 12.12.2000 dem Wasserverband als einzuhaltende Anlagen für Pflegemaßnahmen vorgeschrieben.

**Leitziele des ökologischen Leitbildes für Pflegemaßnahmen**

1. Wiederentwicklung der Ufervegetation in natürlicher Abfolge und Ausdehnung entsprechend dem Stand vor 1959

**3.2 Hydrologie**

Die Veränderungen des hydrologischen Regimes des Sees durch die Spiegelabsenkungen und den folgenden Wiedereinstau bestimmen den jeweiligen ökologischen Zustand des Sees. Um erste Trendaussagen der ökologischen Entwicklung machen zu können,

durch- Anheben des Seespiegels auf MNW 505,50 und MW ca. 506,00 m

2. Wiederausbreitung der ehemals vorhandenen Wasser- und Landschilfbereiche sowie Entwicklung der angrenzenden Verbuschungszone („grüne Linie“)- Wiederausbreitung von Großseggenzonen und Streuwiesen.

3. Schaffen von Pufferzonen zu den Bereichen der intensiven Landnutzung mit der Möglichkeit zur extensiven Streuwiesenpflege.

4. Schaffen von Grabensystemen zum Abführen der Hangwässer von Bayerham und Fischtaging, welche insbesondere auch der fischökologischen Vernetzung der Schilf- und Seggenzonen mit dem See dienen sollen.

5. Wiedereinstau der Randmoore des Sees über die Seespiegelanhebung und über ein Auflässen von Torfstichtentwässerungen und sonstiger Wasserableitungssysteme, um die Moorsackungen und in der Folge die Nährstoffverluste über die Mineralisation zu stoppen sowie die fortschreitende Verbeidung und Verbuschung der Moore wieder rückgängig zu machen.

6. Neugestaltung regulierter Bachmündungen entsprechend ihrer ursprünglichen natürlichen Ausbildung.

7. Entwicklung einer dem natürlichen Standortpotenzial entsprechenden Artenvielfalt von Flora und Fauna.

8. Nachdem sich die Seespiegelanhebung im Zuge des Hochwasserschutzprojektes Seekirchen/Wallersee über längere Zeiträume ökologisch auswirken wird, bedürfen Pflegemaßnahmen immer einer vorübergehenden Beobachtung. Pflegemaßnahmen sind daher schrittweise und auf die aktuelle Entwicklung abgestimmt zu veranlassen.

9. Pflegemaßnahmen, welche in natürliche Sukzessionsabläufe eingreifen, bedürfen einer fundierten Begründung unter Abwägung aut- und synökologischer Ansprüche der betroffenen Arten und Populationen und müssen sich in die grundsätzlich beabsichtigte Entwicklung eines ökologischen natürlichen Zustandes einfügen.“

wurde ein Beobachtungszeitraum von 10 Jahren (2000 – 2009) gewählt.

Die Niederschlagssummen der Zeitreihen 1990 bis 1999 und 2000 bis 2009 waren für den Wallersee bis auf geringfügige Unterschiede gleich. Daraus ist abzu-

leiten, dass die in diesen beiden Zeiträumen durchgeführten vergleichenden Untersuchungen bei ähnlichen Niederschlagsverhältnissen erfolgt sind. Für eine Bestätigung der langfristigen hydrologischen Auswirkungen der Seespiegelanhebung muss jedenfalls eine längere Beobachtungsperiode abgewartet werden. Der mit dieser Studie mögliche Vergleich der längeren Zeitreihen vor der Wiederanhebung des Seespiegels mit der relativ kurzen Zeitreihe nach der Wiederanhebung 1999 ist daher statistisch als vorläufig zu sehen.

### Die Wasserstände des Wallersees im Wandel der Zeit

Die Genese des Wenger Moores belegt nach KRISAI & FRIESE (1986) eine Entstehung aus basalen Schilftorflagen, die auf humosem Ton mit Schilfwurzeln liegen, im Präboreal in einem Lagunenbereich des Sees. Vor 11.000 Jahren präsentierte sich das Wenger Moor als Schilfröhricht mit Weiden und Erlen. Am Beginn des Hochmoorstadiums vor ca. 9.000 Jahren (nach heutiger Zeitrechnung, IBETSBERGER et al., 2010) kann der Seespiegel des Wallersees nach KRISAI & FRIESE (1986) nicht höher als 507,50 m gewesen sein, „da sich sonst keine Hochmoorvegetation hätte ansiedeln können“.

Der Wallersee wurde nach etwa 10.000 Jahren der weitgehenden Seespiegelkonstanz erstmals 1886/87 durch Tieferlegen des Abflusses um etwa 1,5 m abgesenkt. Große Flachuferbereiche fielen damals trocken und wurden landwirtschaftlich sowie für den Torfabbau nutzbar. Zwei weitere Seespiegelabsenkungen um

insgesamt ca. 50 cm im Mittel- und Niederwasserbereich folgten 1959 und 1971/72.

Besonders gravierend für die Uferzonen des Sees war nach den Ausbaggerungen im Abfluss die neue große Profildbreite des Seeabflusses, welche den Seespiegel bei Niederschlägen langsam ansteigen aber bei höheren Wasserständen rasch absinken ließ. Die Wiederanhebung des Niedrigwasserstandes des Wallersees erfolgte 1997 um 25 cm. Die Aufhöhung des mittleren Niederwassers und des Mittelwassers um 30 bzw. 20 cm auf die Koten vor den letzten Absenkungen (1959 und 1971/72) fand im Dezember 1999 statt.

Der Wallersee bedeckt eine Fläche von 5,9 km<sup>2</sup>, ist 23,5 m tief und hat eine Uferlänge von 16,4 km. 40% des Ufers, 6,5 km, sind von Schilf bestanden, auf 2,4 km säumen Sträucher und auf 1,2 km Wald das Seeufer. 62% des Seeufers sind damit weitgehend naturbelassen, wenn nicht die Seespiegellage manipuliert wird und die landwirtschaftliche Nutzung den nötigen Abstand vom See hält.

In Tab. 1 sind die hydrologischen Kenndaten des Wallersees als Zeitreihen gelistet. Der Datensatz wurde vom Hydrografischen Landesdienst 2009 erstellt. Der Seepegel ist in Wallersee/Zell und kann online abgerufen werden.

Stammdaten des Pegels:

Hydrografischer Landesdienst Salzburg,

Pegel-Nr. 203448, PNP 504,25 m ü. A. (1976 bis 29.9.1992: 504,23)

Tab. 1: Wallersee, Zeitreihen vor und nach der Seespiegelanhebung; Daten: Hydrographischer Landesdienst 2009

Hydrologische Kenndaten Wallersee Seespiegellagen	10.000 b.P. bis 1886	1904 – 1954 nach der 1. Absenkung	1976-1999 nach der 2. u. 3. Absenkung	2000-2008 nach der Wiederanhebung
MW Höhen in m über Adria	ca. 507,50*	506,10	505,59	505,80
HHW			507,57 (3.8.91)	507,15 (13.8.02)
HW <sub>10</sub>			506,67	506,67
HW <sub>2</sub>			506,45	506,45
MNW			505,21	505,52
NNW			505,10 (2.11.91)	505,35 (28.8.03)

\* Ermittelt aus der Genese des Wenger Moores nach KRISAI & FRIESE (1986)

Die Wasserstandsganglinie des Wallersees 2010 mit einem Pegelweg von 114 cm zeigt die Auswirkung der Spiegelanhebung (Abb. 4). Mit der Anhebung des abgesenkten Wasserspiegels ist die Vorderkante der Schilffront vom Mittelwasser wieder in den Bereich des mittleren Niederwassers rückversetzt worden. Dadurch wurde das Wellenklima für die Schilfbestände an der Bestandsfront wesentlich verbessert.

Entscheidend für den ökologischen Erfolg der Seespiegelanhebung war die Zerteilung der Abflusssektion in einen Mittel- bis Niederwasserbereich und einen Hochwasserüberfall, der ab dem jährlichen Hochwasser hydraulisch wirksam wird. Die Niederwasserrinne ist so gestaltet, dass der See bei langer

Trockenheit nur langsam absinkt und bei Niederschlag rasch wieder aufspiegelt (Abb. 5, 6). Dadurch konnten die Überstauzeiten der Schilfbestände wieder wesentlich (Abb. 4, 7) verlängert werden.

Die Überstauungszeiten der Uferzonen im Jahresverlauf zeigt die nachstehende Grafik (Abb. 7). Durch die Seespiegelanhebung und die besondere Form der Niederwasserrinne erhöhen sich die Überstauungszeiten der Uferzonen, ein zentraler Wert für die Entwicklung der Ufervegetation, in den kritischsten Bereichen zwischen den Spiegelkoten 505,50 bis 505,80 um 80 bis 140 Tage. Eine für das Wellenklima im Schilfbereich ganz wichtige Verbesserung (JÄGER 2011).

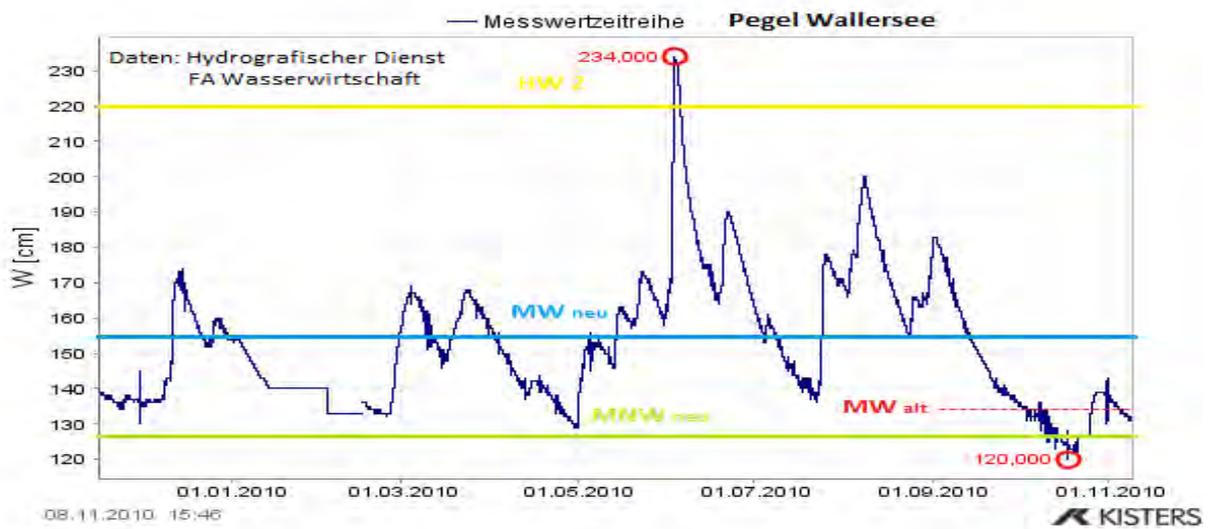


Abb. 4: Pegel Wallersee, Wasserstandsganglinie 2010; die Niederrwasseranhebung um 30 cm und die Anhebung des Mittelwassers um 20 cm bringen seit 1999 die Wurzelbereiche der Schilffront wieder soweit unter Wasser, dass sie aus der Brechzone der Wellen kommen. Pegelkurve: Hydrografischer Dienst



Abb. 5: Wallersee, Klauswehr Fischach; in der Mitte des 46 m breiten Hochwasserüberfalles liegt die Niederrwasserschwelle mit leichtem V-Profil (2010). Foto: Paul JÄGER



Abb. 6: Fischach, Damm und Klauswehr; im Vordergrund die Niederrwasserschwelle, unter der Brücke die Klauswehre, welche den See bei Hochwasser dynamisch rückstaut und damit Hochwasserspitzen im Abfluss dämpft. Foto: Paul JÄGER

### 3.3 Trophie

Durch übermäßigen Nährstoffeintrag aus ungereinigten häuslichen und gewerblichen Abwässern sowie diffuse Einträge aus der Umgebung erfolgte ab Mitte der 1950er Jahre eine rasch zunehmende Eutrophierung des Wallersees. Die Eutrophierung äußerte sich nicht wie in den Trumer Seen mit einer massiven Entwicklung von Blaualgen, sondern im übermäßigen Auftreten von kleinen und großen Panzerflagellaten, besonders von *Ceratium hirundinella*, und von Kieselalgen. Durch die Sauerstoffzehrung beim Abbau dieser riesigen Algenbiomassen reichte in den schlechtesten

Zeiten der Lebensraum für Fische auch im Wallersee nur mehr bis in 4 Tiefe (SCHULTZ 1971, JÄGER 1974, JAGSCH 1975, DANECKER 1980). Seit 1980 wird der Wallersee zumindest an 4 Terminen pro Jahr durch den Gewässerschutz des Landes Salzburg limnologisch beobachtet und überwacht. In diesem Zeitraum konnte die Auswirkung der im Einzugsgebiet der Seen getroffenen Sanierungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Trophie der Seen dokumentiert werden.

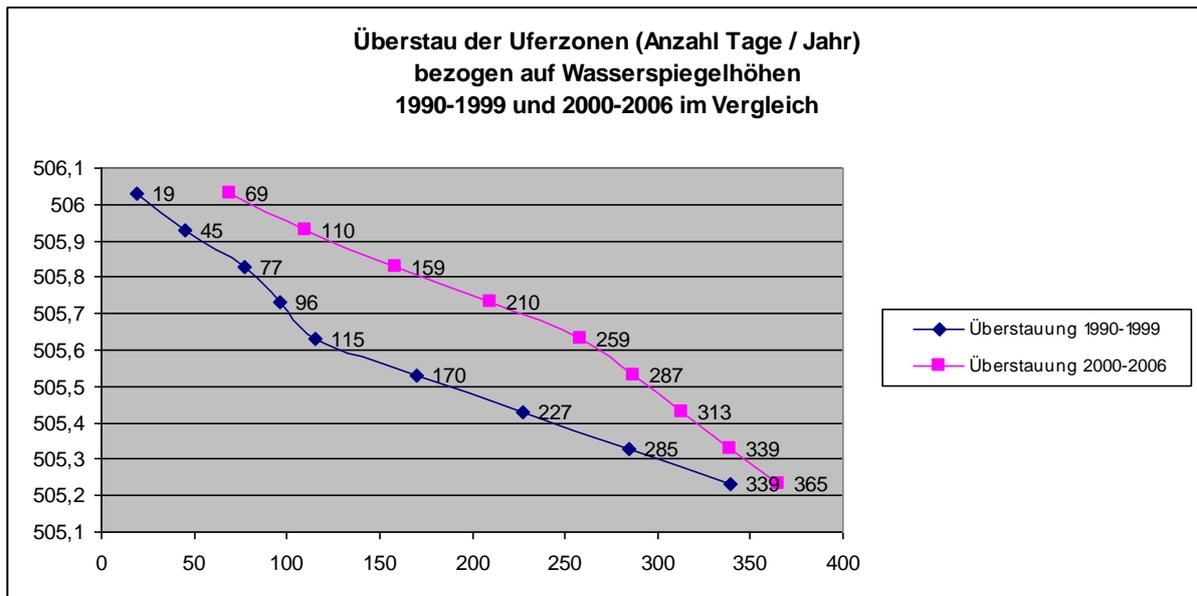


Abb. 7: Überstaudauer der Uferzonen im Vergleich der Zeitreihen 1990-1999 und 2000-2006. Daten: Land Salzburg, Hydrographischer Dienst; Grafik: Grün3 GmbH.

### Sichttiefe

Im Wallersee betrug der Mittelwert der Sichttiefe in den 1980er-Jahren rund 2,5 m. Durch den Rückgang der Trophie und Stabilisierung des weitgehend me-

sotrophen Zustandes ist bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine stetige Zunahme der Sichttiefe zu beobachten. Die Schwankungsbreite reicht von rund 2 bis 8 m (Abb. 8).

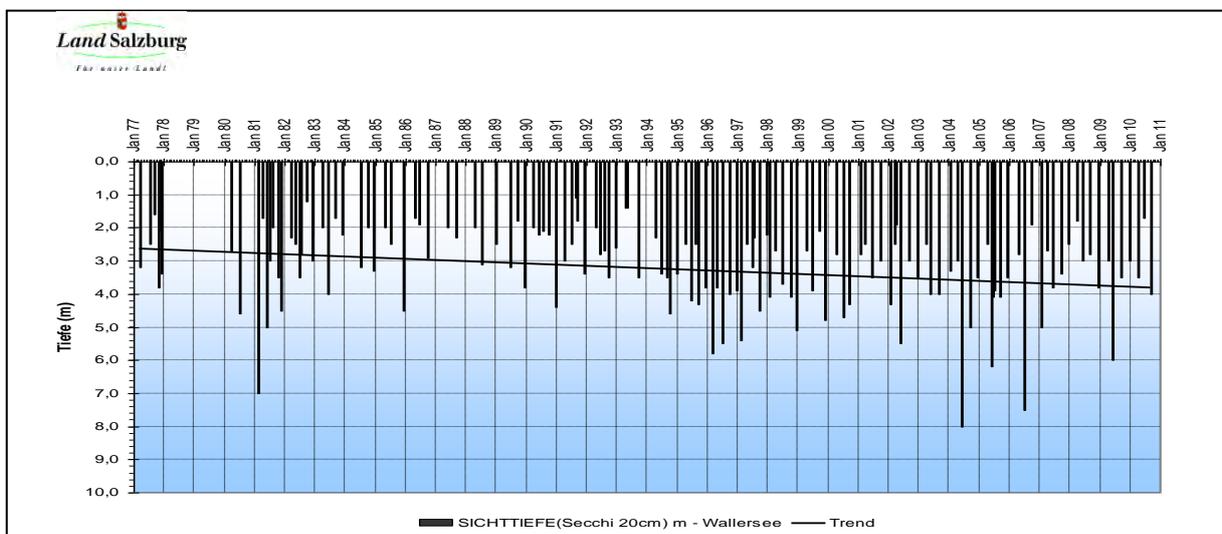


Abb. 8: Sichttiefenentwicklung im Wallersee 1977-2010. Grafik: Ingrid SCHILLINGER, Land Salzburg-Gewässerschutz

### Phosphor

SCHULTZ gab 1971 an, dass eine erste Zunahme des Nährstoffgehaltes des Wallersees in den Zehnerjahren des 20. Jahrhunderts vermutet werden könnte. Die Mineralisation der Randmoore des Sees als Folge der ersten Seespiegelabsenkung 1886/87 wird hier ihren Beitrag geleistet haben. FINDENEGG veröffentlichte 1971 eine eingehende Studie über die sprunghafte Eutrophierung des Sees von oligo-/mesotroph 1966 auf eutroph 1968. Im Jahr 1977 war der See mit dem gewichteten Mittel von 70 mg/m<sup>3</sup> Gesamtphos-

phor bereits deutlich im polytrophen Bereich. Die Konzentration der Einzelwerte erreichte über Grund rund 700 mg/m<sup>3</sup>. Durch beginnende Sanierungsmaßnahmen konnte dieser Mittelwert 1981/1982 auf 37 mg/m<sup>3</sup> gesenkt werden (JÄGER 1986c). Seit 1994 liegt der Jahresmittelwert stabil im mesotrophen Bereich. Die Konzentrationen bewegen sich zwischen 12 und 18 mg/m<sup>3</sup> im gewichteten Mittel. Einzelne Tagesmittelwerte können diese Werte fallweise leicht überschreiten (Abb. 9). Der Phosphoreintrag in den Wallersee konnte durch gezielte Sanierungs- und

Reduktionsmaßnahmen von 7,8 Tonnen der Periode 1981/1982 (JÄGER 1986d) um 26 % auf 5,8 Tonnen im Jahr 1998/99 vermindert werden.

Nicht in den Bilanzen erfasst sind die Nährstoffausträge in den Seeuferbereich aus den bis 1995 bis zur Wasseranschlagslinie mehrmals im Jahr gemähten und nach jedem Schnitt mit Gülle gedüngten ehemaligen Schilfstandorten im Uferbereich seewärts der

„Gelben“ und „Grünen Linie“. Diese Flächen in den drei Naturschutzgebieten wurden seit 1995 über Schnittmaßnahmen und keinerlei Düngung mehr gezielt ausgehagert. Damit wurde die Überdüngung der Schilfstandorte beendet und der Schilfbereich wieder an sein typspezifisches Nährstoffpotential herangeführt.

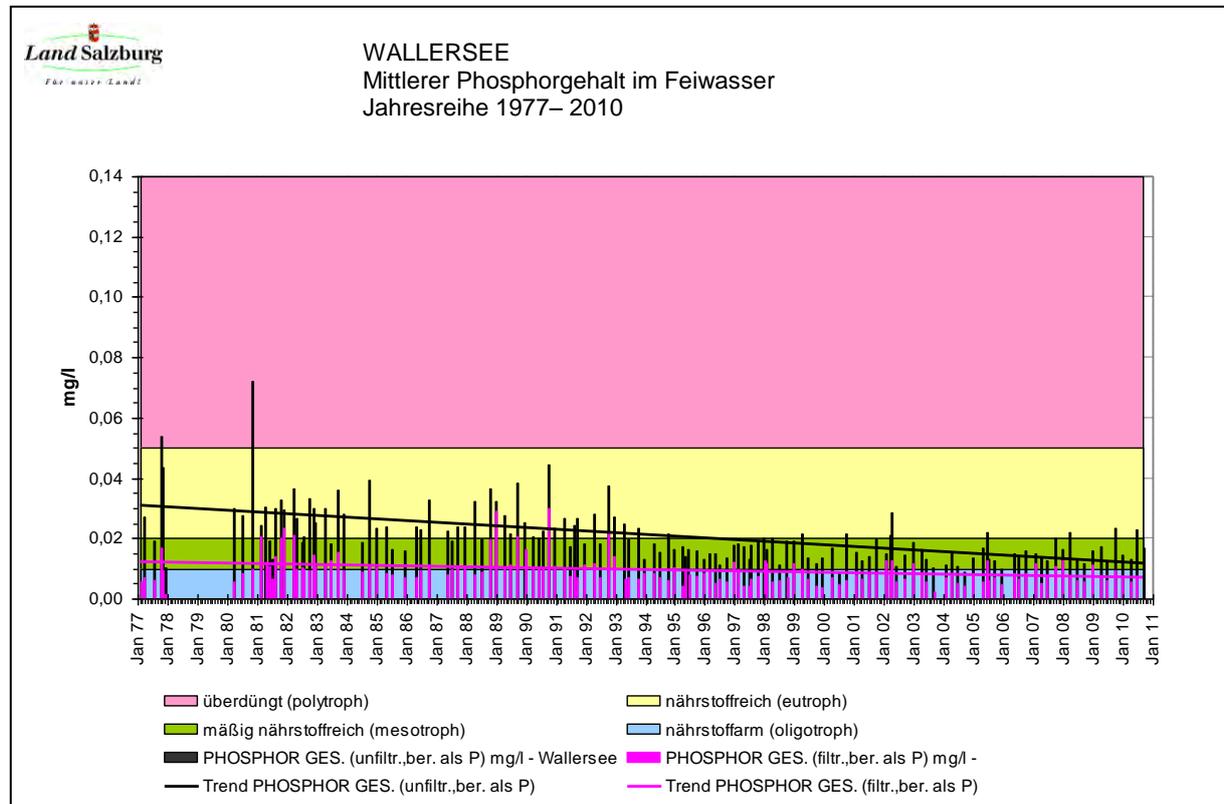


Abb. 9: Phosphor im Wallersee 1977-2010. Grafik: Ingrid SCHILLINGER, Land Salzburg - Gewässerschutz

### 3.4 Natürliche Vegetationszonierung des Seeufers

Die Uferzonen unserer Alpenvorlandseen sind in ihrer ursprünglichen gewässertypspezifischen Ausprägung in flachen Uferbereichen von einer charakteristischen Abfolge von Vegetationseinheiten bewachsen. Diese beginnen an Land beim Schwarzerlen-Bruchwald, dann folgen die Seggen- und Binsenrieder, weiter seewärts schließen die Schilfbestände und der Weidengürtel an.

Das sogenannte **Landschilf**, welches häufig auch mit Sträuchern, dem klassischen Grauweidengürtel oder den Faulbaumgebüsch (je nach Untergrund), durchsetzt und im Unterwuchs mit zahlreichen Vertretern der Krautschicht unterschiedlich stark durchwachsen ist, reicht z. B. am Wallersee etwa bis in den Bereich des zweijährlichen Hochwassers (HW<sub>2</sub>). Ab dieser Höhenkote werden die Vertreter der Krautschicht rasch weniger und der Schilfbestand geht im Bereich des einjährigen Hochwasserstandes in das reine **Wasserschilf** über. Dieses stellt einen Reinschilfbestand (Monoschilf) ohne Begleitvegetation dar.

Daran schließt bei Wassertiefen von 70 - 100 cm (bezogen auf MW) eine allfällige Schwimmblattvegetation an bzw. fallweise Bestände der Seebinse (*Scirpus lacustris*) (HEBERLING 2005). Geraten Teichbinsen durch mehrjährige Wasserspiegelabsenkung mit ihrem Standort in die Brechzone der Wellen, so bilden sie keine Überwassertriebe mit Blüten mehr aus. Auch Teichrosen produzieren unter solchen Bedingungen keine Schwimmblätter mehr sondern nur Unterwasserblätter. Mit diesen Vegetationsformen können die beiden Pflanzen viele Jahre ungünstige Standortbedingungen überdauern, um wieder Stängel, Blütenstände und Schwimmblätter zu produzieren, wenn die sich die Standortbedingungen bessern.

Anschließend folgen seewärts die submersen Makrophyten, die mit der Laichkrautzone beginnen und mit den Armluchteralgen in der Tiefe enden (ÖNORM M 6231). Die Vegetationszonen des Seeufers breiten sich immer uferparallel entlang des Land- Wassergradienten aus (ÖNORM M 6231).

## Nähere Beschreibung der Vegetationseinheiten des Seeufers

### Der Schwarzerlenbruch

An die Großseggenrieder landwärts anschließend folgt unter natürlichen Verhältnissen der Schwarzerlenbruch. Der Bruchwald am vorliegenden Standort (Seeufer) stockt auf dem Bruchwaldtorf, der sich durch Holz- und Zapfenreste sowie durch einen hohen Zersetzungsgrad auszeichnet, weiters auf „toten“ Torfschichten, die von Seggen oder von Schilfbeständen gebildet wurden und teilweise noch deren Wurzeln, Scheiden oder zusammengedrückte Rhizome enthalten.

Die Verlandungsreihe eines Sees beginnt mit einer Gytjtja, einer Mudde aus anorganischem Schlamm mit Pflanzen- und Tierresten, der mehrere Dezimeter Schilftorf und Seggentorf folgen. Nur die obersten zwei bis drei Dezimeter Torf kann der Bruchwald selbst bilden, wenn der durchschnittliche Wasserstand während des ganzen Verlandungsvorganges unverändert bleibt. Viele Bruchwälder sind als relativ stabile Endstadien der Vegetationsentwicklung anzusehen. Unter gleichbleibenden Bedingungen entwickeln sich die Bruchwälder nicht weiter zur zonalen Vegetation. Zum Ufer hin nehmen Höhe und Vitalität der Schwarzerlen ab, landwärts sind im Übergangsbereich zum Wald auf nährstoffreichen Böden die Esche und der Bergahorn, auf nährstoffarmen Sand- oder Torfböden die Birke (ev. auch Kiefer) beigemischt oder sogar dominierend (SCHMIDT 1996).

### Ersatzlebensraum“ Streuwiese

Generell ist zum Thema „Streuwiese am See“ festzustellen, dass es sich bei diesem Biotoptyp um einen durch menschliches Zutun (und in seinem Bestand auch davon abhängigen) Lebensraum an Seeufnern handelt, der eigentlich jenen Raum einnimmt, der nach der natürlichen Vegetationszonierung an Seeufnern zumeist von Erlenbruchwald (bei entsprechendem Bodensubstrat auch Kiefern-Birken-Moorrandwald) vereinnahmt war. An Ufern von Seen entwickelten sich solche Bruchwaldzonen natürlicher Weise über der Kote des zehnjährlichen Hochwassers.

Streuwiesen stellen anthropogen geschaffene und erhaltene Ersatzgesellschaften von Bruch- und Auwäldern (*Alnio*, *Alno-Ulmion*) dar. Der Ausdruck „Streuwiese“ ist ein der Volkssprache entlehnter, physiognomischer Begriff, der bodenfeuchtes Grünland bezeichnet, das nicht gedüngt und nur einmal im Jahr, und zwar im Herbst, gemäht wird. Der Untergrund solcher Streuwiesen besteht ausschließlich aus Niedermoortorf. Streuwiesen auf mineralischen Böden gibt es nicht.

Generell bilden sich Streuwiesen als Folge der Mahd sowohl auf wechselfeuchten als auch auf dauerhaft feuchten bis nassen oder staunassen Standorten, deren Spektrum von basisch-kalkhaltig bis silikatisch-sauer reicht. Phytosoziologisch können sie aus verschiedenen Pflanzengesellschaften (meist Gesellschaften des Verbandes *Molinion caeruleae* sowie der Klassen *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* und *Phragmitetea* (nach OBERDORFER 1990) aufgebaut sein. In periodisch

überfluteten Rinnen oder in staunassen Flutmulden an Ufern von Gewässern kommen solche Pflanzengesellschaften auch natürlich vor (KLÖTZLI 1969, OBERDORFER 1990). Zum Vorkommen von Schilf (*Phragmites australis*) an diesen Standorten ist zu erwähnen, dass ein gewisser Anteil dieser Art in den Pfeifengraswiesen als natürlich anzusehen ist (OBERDORFER 1990).

An Seeufnern werden die traditionellen Streuwiesen nur in mehrjährigem Rhythmus überflutet. Das Grundwasser steht dem Wasserstand der Seen entsprechend im Sommer hoch, im Herbst kann es beträchtlich absinken. Der Großteil der Streuwiesen steht dann einige Monate hindurch mit dem See nicht in Kontakt und wird nur durch Niederschläge mit Wasser versorgt, woraus zusammen mit der Filterwirkung der Torfschicht die starke oberflächliche Versauerungstendenz erklärt werden kann. Mit den Seespiegelregulierungen des 19. und 20. Jahrhunderts konnte an vielen Seen die „Streuwiesen“-Mahd auch über den ehemaligen Seeboden des Schilfufers bis zum Wasserschilf erfolgen und es folgten Düngung und mehrfacher Schnitt im Jahr. Vielfach ist es schon durch bloße Düngung und mehrmaligen Schnitt möglich, Streuwiesen oder Landschilfbereiche in Fettwiesen (Kohldistelwiesen) umzuwandeln; der aktuelle Zustand einer Parzelle hängt daher viel stärker von der Wirtschaftsweise des Besitzers ab als vom Grundwasserstand. Dementsprechend fällt auch die Grenze zwischen Streuwiesen und Fettwiesen ziemlich „eckig“ aus, indem sie den Parzellengrenzen und nicht etwa der geographisch-ökologischen Situation folgt.

Die floristische Wertigkeit der echten Streuwiesen zeigt sich an dem hohen Anteil von Rote Liste Arten an der großen Artenvielfalt und daran, dass die Pflanzengesellschaften der Streuwiesen ebenfalls zum Großteil gefährdet sind. Viele Tiere sind ebenfalls auf die Pflanzenarten der Streuwiesen spezialisiert (z. B. Lungenenzian-Bläuling). Erfolgt die Mahd weiter seewärts bis ins Schilf, dann werden die vielfach besonders geschützten, hoch spezialisierten Schilfbewohner durch diese Mahd aus ihrem überlebenswichtigen Lebensraum Schilf verdrängt.

Die Streuwiese ist ein durch die anthropogene Nutzung entstandenes Ökosystem hinter dem Schilfgürtel der Seen, das seit Jahrzehnten sehr stark sowohl von einer Nutzungsaufgabe als auch von einer Nutzungsveränderung betroffen ist (THORN 2000). Eine Streuwiese ist kein klar definierter Vegetationstyp, sondern eine traditionelle Nutzungsform (siehe auch oben): „Jede Form extensiv genutzten Feuchtgrünlands, das nicht gedüngt, im Turnus von einem bis wenigen Jahren im Spätsommer, Herbst oder Winter gemäht wird und dessen Erntegut als Einstreu in die Ställe gebracht wurde bzw. wird“.

Die späte Mahd begünstigt Pflanzen, die sich spät entwickeln, vor allem das Pfeifengras selbst. Andererseits verhindert sie das Aufkommen von Gehölzen. Weiters entfernt sie das Stroh und hält so den Lebensraum für die unter dem Pfeifengras stockenden Kräuter (Mehlprimel, Sumpfeilchen u.a.) offen. Hört die Mahd auf, kommen nicht nur Sträucher hoch,

sondern es verschwinden rasch auch die erwähnten Kräuter, weil sie die vom Schnee niedergedrückte Streu des Vorjahres nicht schnell genug, d. h. vor der Entwicklung des Pfeifengrases, zu durchdringen vermögen. Die Mahd hat aber noch eine weitere Folge: Siedeln sich irgendwo Torfmoosbülten an, so werden diese entweder vom Traktor niedergewalzt oder vom Mähbalken abrasiert. Geht man nach der Mahd über die Wiesen, so sieht man überall die abgerissenen Torfmoose herumliegen. Das hat zur Folge, dass sich in den Streuwiesen zwar sehr wohl ein ebener Torfmoost Teppich ansiedeln kann, ein Bülden-Schlenken-System jedoch nicht; ein solches bildet

sich aber binnen weniger Jahre nach Aufhören der Mahd mit schwerem Gerät aus. Wie die Traktorspuren in Abb. 10 zeigen, vernässt mit der Seespiegelanhebung diese Streuwiese am Fischtäger Spitz „projektsgemäß“. Nicht projektsgemäß ist folgende Reaktion: Anstatt mit weniger schwerem Gerät aufzufahren und den Schnittzeitpunkt auf eine Niedrigwasser-situation auszurichten oder den Schnitt ein Jahr auszusetzen, wie es bei dieser Streuwiese durch die frühere Bewirtschaftung der Fall war, holt man im Naturschutzgebiet die Grabenfräse (Abb. 11), um den anmoorigen Boden auszutrocknen und besser befahrbar zu machen.



Abb. 10: Streuwiese hinter anmoorigen Sukzessionsflächen. Die Spurrinnen zeugen von einer Streuwiesenmahd im NSG Fischtäger Spitz mit überschwerem Gerät im Herbst 2010. Pflege geht in Zerstörung über.  
Foto: Paul Jäger



Abb. 11: Zerstörung einer projektsgemäß wiedervernässten anmoorigen Streuwiese im NSG Fischtäger Spitz im Februar 2011 damit sie wieder pflegeleicht wird.  
Foto: Paul JÄGER

Die Streumahd bedeutet weiters einen dauernden Nährstoffentzug, der nur in den seenahen überfluteten Teilen bis einschließlich jenes Bereiches, in dem das nährstoffreiche Grundwasser während der Hauptvegetationszeit noch den Wurzelhorizont erreicht, einigermaßen kompensiert werden kann. Die weiter vom See abgelegenen und auch noch nicht von den Hang-Sickerwässern erreichten Teile der Wiesen zeigen daher auch die stärkste Versauerungstendenz bis zur Hochmoorbildung (KLÖTZLI 1969), wie sie am Wallersee im Wenger Moor beispielhaft gegeben und von KRISAI & FRIESE (1986) beschrieben ist. Die Streumahd zwischen „Gelber Linie“ und dem Seeufer wurde am Wallersee einige Jahre bewusst zur Aushagerung der Flächen vor Wiederaufstau des Sees eingesetzt.

Bedeutung der Streumahd für die Vegetation - Zusammenfassung:

- 1.) Sie verhindert das Aufkommen von Gehölzen und begünstigt Arten, die sich erst spät im Jahr entwickeln.
- 2.) Sie hält den Boden von Stroh frei, wodurch kleine Kräuter und Stauden erst die Möglichkeit zur Entwicklung bekommen
- 3.) Sie nivelliert die Oberfläche und verhindert das Entstehen von Bülden und Schlenken
- 4.) Sie entzieht Nährstoffe, die nicht ersetzt werden und fördert damit die Versauerung

Die wiederkehrende Mahd ins Landschilf und oft bis ans Wasserschilf, meist ebenfalls als „Streuwiesenmahd“ bezeichnet, obwohl sie meist keine ist, bedeutet für das Zönopot Röhricht eine exogen-

katastrophale Änderung der determinativen Situation, an welche sich auf Grund der jährlich wiederkehrenden Zerstörung des Lebensraumes der standortgemäßen Vegetation mit dem Mähbalken keine evolutionäre Veränderung bis zu einer neuen Klimaxgesellschaft anschließen kann (SCHWERDTFEGER 1978).

Gemähte Schilfflächen ohne Überstände haben kein Altschilf und können weder eine Halmknickschicht noch die Halmstreuschicht bilden. Sie sind zur Brutzeit der Schilfbrüter für diese ohne Deckung und Nestbaumaterial und werden daher von den Schilfbrutvögeln streng gemieden (REYRINK & HUBATSCH 1993, OSTENDORP 1994). Nur Schilf- und Teichrohrsänger können ihre Nachbruten in mittlerweile aufgewachsene Jungschilfbestände der Streuwiesen verlegen. Die gemähten Streuwiesen und gemähte Schilfbereiche werden als „Natur aus zweiter Hand“ oft von Bodenbrütern des offenen Geländes, die Feuchflächen in Sümpfen, Mooren und Sumpfwiesen (PETERSON et al., 1970) als natürliche Brutplätze bevorzugen, wie z. B. dem Kiebitz oder dem Großen Brachvogel als „Kulturfolger“ besiedelt, die aber dem Lebensraum Schilf fremd sind (OSTENDORP 1994). Ein für das Ökoton Seeufer lebensraumbestimmender Vogel ist die Rohrweihe. Mit dem Wiedererstarken der Schilfgürtel um den Wallersee wird auch die Rohrweihe wieder häufig gesichtet (C. KAPPELLER, mündl. Mitt.).

Streuwiesenmahd bis zur herbstlichen Niederwasseranschlagslinie vernichtet die drei von OSTENDORP (1994) als wesentlich erkannten landschaftsökologischen Funktionen des Ökotons Seeufer, nämlich:

1. Die *Artenschutzfunktionen* als Strukturelemente und Nahrungspflanzen im Lebensraum einer hochspezialisierten Fauna ( Insekten, Amphibien, Vögel, Fische)
2. Die *Uferschutzfunktion*; biegsame Halme dämpfen die Energie einlaufender Wellen, die Rhizome festigen in vorderster Front das Ufersediment, unterstützen im tieferen Schilfgürtel vom Wurzelgeflecht der Grauweiden. Für den Uferschutz ist besonders die potentiell hohe raumzeitliche Stabilität der Röhrichte von Bedeutung.  
Intakte Vegetationseinheiten, insbesondere die Weidenzone sowie die Schilf- und Schwimmblattbestände, sind der natürliche und dauerhafte Erosionsschutz für die Seeufer (OSTENDORP 1994, 2009).
3. Die *Pufferfunktion* zum Nutzungsdruck um die Seen, möglicher Schadstofffilter zum intensiv genutzten Umland. Intakte naturbelassene Vegetationseinheiten rund um die Seen sind ein wichtiger Puffer zur intensiven Landwirtschaft.

In Hinblick auf ein möglichst großes Spektrum an Biotopen bzw. Biozönosen im Uferbereich von Gewässern kann nur ein Hintereinander von Biotoptypen aus Sicht des Gewässerschutzes zum Erfolg führen. Oberste Priorität hat der Schutz des Ökotons Seeufer und damit der Erhalt seiner landschaftsökologischen Funktionen.

Streuwiesen können und sollten HINTER dem Weidengürtel der Landschilfzone beginnen. Sie bilden dann mit dem Düngeverbot einen zusätzlichen Puffer zur intensiven Nutzung des Hinterlandes. Exakte Pflegepläne müssen Grenzen festlegen und den langfristigen Erhalt der ungedüngten Streuwiese sichern. Diese Form der ökologisch orientierten Seeuferbewirtschaftung konnte am Wallersee im Zuge des Projektes „Hochwasserschutz Seekirchen und Seespiegelanhebung Wallersee“ umgesetzt werden.

Die ökologische Bilanz ist einzigartig positiv, wie im Folgenden näher ausgeführt wird. Fällt die Pufferfunktion der Streuwiesen am Wallersee und auch an jedem anderen Seeufer eines Tages zu Gunsten einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung weg, so erfährt auch das Ökoton Seeufer schon auf Grund der Düngung aus den neuen Ertragswiesen eine schwere Schädigung mit raschen negativen Auswirkungen auf seine landschaftsökologischen Funktionen.

#### *Großseggenrieder*

Zwischen Erlenbruch und Landschilf mit Weidengürtel sind Großseggenrieder als natürlich zu bezeichnen, während Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesen nur durch regelmäßige Mahd und Entwässerung anstelle des Erlenbruches erhalten werden können. Unter natürlichen Verhältnissen wären diese Flächen von Schwarzerlen, Faulbaum oder Grauweiden bestockt.

#### *Landschilf, Grauweiden und Faulbaum*

Die meisten Weidenarten sind Arten der Flussaue und daher an Flachlandseen auf die Steilufer beschränkt. Im wechselfeuchten Seeuferbereich hingegen ist vorwiegend die Grauweide (*Salix cinerea*) anzutreffen. Sie verträgt anhaltende Staunässe und dringt an Flachufem meist bis in den Bereich des zweijährlichen Hochwassers (HW<sub>2</sub>) vor. Sie bildet Büsche, leidet aber bei Beschattung z. B. durch die Erle, welche ohne menschlichen Einfluss an sich unmittelbar landwärts anschließt.

Die Grauweide kann jedoch etwas weiter in das Wasser vordringen. Deshalb stockt sie am Flachufer am Außenrand der Erlenzone (am besonnten Ufer) zwischen oder vor den Ufererlen („Grauweidenmantel“) und schließt sie gegen das Röhricht ab. An steileren Ufern dringt sie fallweise sogar bis zur Wasseranschlagslinie vor. Die Grauweide hat eine höhere Standfestigkeit im Sumpfboden und kann daher auch in Schwingröhrichte eindringen. Hier findet man die klassischen „Weiden-Faulbaum-Gebüsche“, wie beispielsweise an den Transekten 3, 4, 6 und 7 am Wallersee. In Hinblick auf eine natürliche Zonierung des Ufers sollte die Grauweide („Buschenzone“) auf jeden Fall belassen werden. Der Weidenbestand übernimmt die Funktion der Abschirmung des Schilfes vom Land her bzw. scheint er auch größere Schilfbestände zu stabilisieren. Weiters festigt er die Uferbereiche der Seen und Fließgewässer im Übergangsbereich vom Schilf in den Weidengürtel. Er hat eine hohe ökologische Bedeutung für das Kleinklima. Er fungiert als Windbremse und weist eine hohe Bedeu-

tung als Vögel- und Kleinsäuger-Lebensraum (HEBERLING 2005, JÄGER 2015) auf.

*Wasserschilf, Schwimmblattzone und Unterwasserpflanzen*  
Wenn sich die vielartige Krautschicht des Landschilfes ausdünnert und in einen reinen Monoschilfbestand übergeht, beginnt die Zone des Wasserschilfes. Vor-

### 3.5 Das Ökoton Seeufer

Seeufer sind klassische Ökotope, Übergangszonen zwischen terrestrischen und aquatischen Gemeinschaften (ODUM 1983). An den Ufern finden sich viele Organismen der sich überschneidenden Lebensräume sowie zusätzlich Tiere und Pflanzen, die für das Ökoton charakteristisch sind und sich darauf spezialisiert haben. In Ökotonen können oftmals Artenzahlen und Populationsdichten einzelner Arten größer sein als in den jeweils angrenzenden Gemeinschaften. Durch reich strukturierte Verzahnung der Übergangszonen kann die Mannigfaltigkeit und Dichte der Populationen über den Randeffect gesteigert werden. Die Schilfgürtel unserer Seen sind die Kernzonen des Ökotons Seeufer (JÄGER 2015), bestehend

gelagert sind allenfalls Binsen oder Schwimmblattpflanzen. Diese emersenen Makrophyten sind meist schon mit den anschließenden Unterwasserpflanzen vergesellschaftet. Eine Analyse der Struktur und Funktion von submersen Makrophyten als Habitat für Fische wurde für ausgewählte Standorte am Wallersee publiziert (Mühlberg 2001)

aus dem Land- und dem Wasserschilfbereich (Abb. 12). OSTENDORP (1994) beschreibt, dass die Auflockerung eines vormals geschlossenen Schilfbestandes die Zahl der ökologischen Nischen erhöht, die von einer größeren Anzahl von Arten genutzt werden können. Durch die Entstehung von Buchten, Schneisen und Schilfinseln wird die Schilf-Wasser-Grenzlinie wesentlich verlängert. Diesen Randeffect nutzen eine Reihe von Schilfbewohnern wie Pflaumenblattlaus, Laubfrosch, Purpurreiher, Zwergdommel, Rohrweihe, Rohrschwirl, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger u. a. aber auch viele Fischarten in diversen Altersstadien (WIEDERHOLZ 2001), wenn die Wassertiefe 0,5 m übersteigt.



Abb. 12: Wallersee, Wenger Moor; positiver Randeffect der Ufervegetation zum Wasser und zum Land (2010). Foto: Paul JÄGER

Einen positiven Randeffect kann auch ein reich strukturierter und dadurch verzahnter Übergang der naturbelassenen Schilfflächen zum Weidengürtel und zu Streuwiesenflächen bewirken (Abb. 12), von welchem die Bewohner der landseitigen Übergangszonen profitieren, wie z. B. der Feldschwirl (ARNOLD 1986). Naturbelassene Schilfgürtel müssen nach OSTENDORP (1994) abhängig von der Uferausbildung, der Stabilität der Ufer und vom Uferaufbau (ÖNORM M 6231, Tab. 4, 5 und 10) eine minimale Bestandestiefe von 10 bis 50 m (ohne Mähflächen!) haben, um langfristig bestehen zu können. Die not-

wendige Bestandestiefe hängt in besonderem Maße von der Uferneigung und vom lokalen Wellenklima ab (BINZ 1980, BINZ-REIST 1989). Der naturbelassene Schilfgürtel muss jedenfalls zur langfristigen Bestandssicherung vom Niederwasserspiegel weiter landwärts intakt sein als die bei HW2 und bei mittlerer Wellenhöhe auslaufenden Wellen reichen, um seine ökologische Funktionsfähigkeit erhalten zu können. Die überlebensnotwendige Bestandestiefe eines Schilfgürtels ist daher an sehr flachen Uferbereichen wesentlich ausgedehnter als an steileren Uferpartien. Untersuchungen am Wallersee haben erge-

ben, dass in den ausgedehnten Schilfgürteln um den See der Übergang vom reinen Wasserschilf in die durchwachsenen Bestände des Landschilfes vor dem Bereich der Wasserstandskote des zweijährlichen Hochwassers beginnt.

OSTENDORP (1994) hat mit der Bonitierung von Schilfröhricht einen Weg gefunden, den ökologischen Wert und die Einzigartigkeit dieses wichtigen Lebensraumes im Ökoton Seeufer nicht über einen möglichen Ertrag sondern über eine Reihe von wichtigen ökologischen Leistungen für das Ökosystem See und die umgebenden Landschaftselemente zu bestimmen. Mit der Bonitierung der Schilfbestände wurde eine Bewertungsmethode erarbeitet, welche den vielschichtigen Wertigkeiten der Schilfbestände in

allen ihre Erscheinungsformen Rechnung trägt. Besonders gut wird demnach ein Schilfbestand bewertet, der seine hohe raum-zeitliche Stabilität über Jahrhunderte bewahren konnte.

Demnach sind intakte Uferzonen an Gewässern die Garanten für den Erhalt ihrer drei wesentlichen landschaftsökologischen Funktionen:

Diese Funktionen werden in besonderer Qualität von Beständen des Gemeinen Schilfs (*Phragmites australis*) wahrgenommen (OSTENDORP 1993 a). Die Erfüllung dieser landschaftsökologischen Funktionen hängt von der Vitalität, der standörtlichen Eignung, der raumzeitlichen Stabilität, der Flächengröße und von der strukturellen Diversität des Bestandes ab (OSTENDORP 1993 a).

Tab. 2: Verschiedene Faktoren beeinflussen die Vitalität von Schilfbeständen (OSTENDORP 1994, ergänzt)

Faktoren	<b>günstig für Vitalität</b>	<b>nachteilig</b>	Bemerkungen
Substrat	mineralisches Substrat kalkreich	rein organisches Substrat	
Wasserstand	Wasserstand 0 bis 1,0 m über Rhizom Rhizomvorderkante unter der Brechzone der Wellen	Wasserstand >0,20 m unter Flur längerdauernde Hochwässer in der Aufwuchsperiode	
Lichtversorgung	volles Sonnenlicht	Lichtmangel durch Beschattung, Gehölze etc.	zur Beschattung durch Gehölze kommt die Wurzelkonkurrenz
Nährstoffversorgung	gewässertypspezifische Nährstoffversorgung  Reduktion der Nährstoffe	Nährstoffversorgung hoch Düngung in unmittelbarer Nähe bzw. oberhalb von Schilfstandorten	zu hohe Nährstoffversorgung führt zu kleinen, schwachen Halmen bei hoher Dichte
Beweidung (Vögel, Säuger)		Wasservogel Bisam Nutria	
Befall durch phytophage Insekten		Zweipunkt-Schilfleule ( <i>Archana-rä</i> ) Schilfkäfer <i>Donacia</i>	Vielorts auch als Ursache des Schilfsterbens erkannt
Befall durch phytophage Pilze		Keine dauerhaft nachteiligen Auswirkungen bekannt	
mechanische Faktoren		Wellengang Treibgut Eisgang	Bruch und Absterben der Halme, Kompensation durch Austrieb von Seitensprossen
anthropogene Faktoren Schilfschnitt	Rodung verholzter Flächen <u>keine Mahd</u> Aufgabe der Schilfstreunutzung	Sommermahd Winterschnitt, Winterbrand Befahren mit schwerem Arbeitsgerät	geringere Halmdurchmesser u. -längen bei höherer Halmdichte, Zerstörung und Absterben der Rhizome
Badezugang	Badezugang über schmale Stege über die Schilffront hinaus, Boote vor dem Schilf	befestigte Badezugänge im Schilf, Aufschütten von Schilfflächen schwimmende Boote im Schilf	Absterben der Rhizome  Knicken der Halme

Für eine optimale Biotopstruktur der Röhrichte müssen noch weitere strukturelle Bedingungen erfüllt werden wie zeitweise Überschwemmungen des gesamten Bestandes (Abb. 2) und ausreichende Wassertiefen (>0,5 m) im Wasserschilfbereich, das Vorhandensein von mehrjährigen Überständern, einer Halmknickschicht und einer Schilfstreuschicht sowie von offenen Halmen, aufgerissen durch Vögel bei der Suche nach Larven und Puppen endophager Insekten, durch seebedingten Halmbruch durch Eisgang, Treibholz, Beweidung durch Wasservogel etc. (OSTENDORP (1994).

Viele Faktoren können die natürlichen Schilfbestände in ihrer Ausbreitung, Wuchsstärke und Vitalität beeinflussen. In der Tabelle 2 erfolgt eine Übersicht über die für die Vitalität von Schilfbeständen günstigen bzw. nachteiligen Faktorenkonstellationen (OSTENDORP 1994, ergänzt):

gen bzw. nachteiligen Faktorenkonstellationen (OSTENDORP 1994, ergänzt):

Die Erlenbruchwälder und das Weidengebüsch wurden an vielen Seen gerodet und die entbuschten Flächen in Streuwiesen umgewandelt. Das nun landseitig vordringende Schilf wird durch jährliche Mahd meist bis weit seewärts „nieder“ gehalten, es verliert dadurch aber seine wichtigen ökologischen Funktionen für eine große Anzahl von Tierarten des Lebensraumes Röhricht. Seespiegelregulierungen ermöglichen unter dem Titel Landschaftspflege oft Schilfmahd bis zur Niederwasseranschlagslinie.

Änderungen der Flächennutzungen und bauliche Veränderungen der Seerandgebiete durch senkrechte Ufermauern mit Geländeanhebungen bewirkten weiteren Druck auf die Röhrichtbestände. Dadurch

kam vielerorts der Schilfgürtel in den Interessenskonflikt mit den landseitigen Nutzungen und wurde oft bis zum Verschwinden verkleinert. Die Zerstörung der Schilfgürtel der Seen führt in der Folge zu immer zu drastischeren Bestandsverlusten bei den von diesem Lebensraum abhängigen Tierarten insbesondere den Insekten, Amphibien, Kleinsäugetern, Vögeln und Fischen.

Die Ursachen für die Zerstörung der Uferzonen von Seen und deren Schilfbeständen werden von zahlreichen Autoren diskutiert z. B. KLÖTZLI (1969, 1971, 1974), BINZ (1980), BINZ-REIST (1989), LUFT (1993), HUBER (1993), ISELI (1993), KRAUSS (1993), PIROTH & PLATE (1993), REYRINK & HUBATSCH (1993), OSTENDORP (1987, 1994, 2009), JÄGER (2015). RAGHI-ATRI & BORNKAMM (1979, 1980) und KLÖTZLI (1974) haben in ihren Publikationen darauf hingewiesen, dass Schilf bei hohem Nährstoffangebot, insbesondere Phosphor, dichte, niedere und schwache Halme bildet, welche dem natürlichen Wellenangriff weniger Widerstand bieten können.

Die Frage, ob Schilfschnitt im Winter zu einer Verbesserung des Lebensraumes Röhricht führt, hat OSTENDORP 1977-1980 am Bodensee mit zahlreichen Winterschnittversuchen untersucht und 1987 publiziert.

Seine Ergebnisse:

*„Schilfschnitt führt sowohl landseits als auch in den seewärtigen, (überschwemmten, Anm.) Röhricht zu einer beträchtlichen Veränderung der Bestandsmerkmale im Vergleich zu ungeschnittenen Schilfflächen:*

- *die abgestorbenen Schilfüberstände werden quantitativ entfernt*
- *die Halmknickschicht wurde beseitigt, die Mächtigkeit der Streuschicht beträchtlich verringert*
- *die Gesamtdichte nahm um 75 % zu*
- *die Halmdurchmesser und -längen sanken um 12 bzw. 13 %*
- *der Anteil der rispenträgenden Halme an der Gesamtpopulation nahm um 16 % ab, während die rispensenlosen Sekundärtriebe ihren Anteil um 81 % steigerten*
- *die Bestände wurden durch lokale Ausfälle (Beschädigung der Rhizome) lückiger.“*

Die Auswirkungen des Schilfschnittes auf die landschaftsökologischen Funktionen intakter Schilfgürtel werden von OSTENDORP folgend angegeben:

- *„die Uferschutzfunktion wird überwiegend negativ beeinflusst (geringer Anteil rispenträgender Halme, Bestandsauflichtung, Beseitigung der Überstände)*
- *die Artenschutzfunktion wird, was die Schilfbrutvögel betrifft, überwiegend nachteilig beeinflusst, lediglich Amphibien und stoppelüberwinternde Arthropoden dürften von der Erhöhung der Dichte offener Stoppeln profitieren*
- *die Pufferfunktion intakter Schilfflächen zwischen der intensiven Landwirtschaft und sonstigen Seeuferinteressen*

*ten wird ausgeschaltet, der Nutzungsdruck erreicht ungemindert das Seeufer.“*

Resümee OSTENDORP (1987):

*„Der Winterschnitt wirkt sich für die landschaftsökologischen Funktionen des Schilfgürtels negativ aus, so dass von der Wintermahd seewärtiger Röhrichte abzuraten ist.“*

Die von OSTENDORP beobachteten Veränderungen des Röhrichts durch Schnitt lassen sich überall in gleicher Weise bei Schilfschnitt bis ans Seeufer beobachten.

Schilfschnitt bis zum Niederwasser (Abb. 13) insbesondere, wenn er bereits im Sommer erfolgt, führt im nächsten Jahr zu schwächeren und kürzeren Sprossen, zur Reduzierung der Basaldurchmesser sowie der Blattzahlen und damit der Assimilationsfläche. Er reduziert die mögliche Reservestoffeinlagerung ins Rhizom und schwächt damit den Neuaustrieb des Wasserschilfes im nächsten Frühjahr. Solche Schilfbestände erleiden bereits bei natürlichen Witterungsabläufen in der Brandungszone der Seen häufiger Halmverluste, die wiederum die Bildung von Sekundärsprossen anregen, welche die Reservestoffe in den Rhizomen weiter reduzieren und damit den Bestand schwächen. Nach den Beobachtungen von OSTENDORP aber auch am Wallersee braucht ein derart geschwächter Schilfbestand nach Aushagerung und Beendigung der Schilfmahd etwa 10 Jahre, um solche Defizite auszugleichen, einen kräftigen Bestand zu entwickeln und wieder seewärts vorzuwachsen.

Für die Wiederherstellung intakter Röhrichte gibt es ebenfalls zahlreiche Vorschläge und Beispiele aus der Literatur (OSTENDORP 1993b und 2009, JÄGER 2015).

Entscheidend sind drei Faktoren:

- Nährstoffreduktion im See und im an den Schilfgürtel angrenzenden Umland
- Zurücknehmen der Schilfmahd hinter die Land-/Wasserschilfgrenze; die seeseitige Schilffront muss in großen Seen mit starkem Wellenangriff bei MW mindestens 1,20 m im Wasser stehen

Eindrucksvoll ist die im folgenden beschriebene Regeneration des Schilfgürtels des Wallersees mehr als 10 Jahre nach der Reoligotrophierung des Sees, dem Aushagern der Schilfstandorte, dem Wiederanheben des abgesenkten Seespiegels und dem Zurückdrängen der Streuwiesenmahd in das Landschilf bis zur Zone des Weidengürtels.

Allen Bemühungen gemeinsam ist, dass die Wiederherstellung ökologisch wertvoller Röhrichtbestände nur dann Erfolg hat, wenn die Ursachen der Zerstörung gefunden und entscheidend gedämpft oder gänzlich beseitigt werden können.



Abb. 13: Wallersee, Fischach; links Schilfschnitt bis ans Wasser; hier temporäre Pflegemaßnahme zur Aushagerung der bis 1995 intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, rechts die Situation 2010, vier Jahre nach Beendigung der Schilfmahd. Fotos: Paul JÄGER

## 4. Methodik der Makrophytenuntersuchung an großen Seen

Die Vermessung von Schilf- und Makrophytenbeständen an den Seeufern setzt ein möglichst genaues Vermessungssystem voraus, wenn man die Fluktuationen der Vegetationseinheiten der Uferzonen in Richtung See oder Land und ihre Abhängigkeit von Wasserstandsschwankungen beurteilen will. Nach Untersuchungen von DIENST et al. (2004) ist in günstigen Jahren am Bodensee eine seeseitige Ausdehnung des Schilfes um bis zu 0,5 m/a möglich. Damit kann bei flächigen Aufnahmen von Wasserpflanzenbeständen nur ein hochauflösendes Ortungssystem zum Einsatz kommen.

Luftaufnahmen (Orthofotos) von Seeufern dienen einer ersten Orientierung für die Planung von Untersuchungsstrategien für die Zonierung der emersen

Ufervegetation sowie der Schwimmblattzonen gemäß ÖNORM M 6231, Tab. 11. Da man aus der Luft in Schilfbeständen die Wasseranschlagslinie nicht erkennen kann und Makrophyten viele Meter in die Tiefe wachsen, sind Luftaufnahmen allein für detaillierte Untersuchung der Litoralvegetation ungeeignet. Die Untersuchung der emersen und submersen Makrophyten an großen Seen setzt ein digitales Modell der Seewanne und des umgebenden Umlandes, Luftaufnahmen, Vermessungsfahrten mit dem Boot, Begehungen im Gelände sowie Transektkartierungen als wesentliche Arbeitsschritte voraus, bevor quantitative und qualitative Aussagen gemacht werden können.

### 4.1 Geländemodell, Aufnahme von Morphometrie und Ufermorphologie, hydrografische Stammdaten

#### Geländemodell

Von JÄGER et al. (2002, 2004) wurde auf Grund der Erfahrungen mit den bislang angewandten Methoden und ihrer relativ ungenauen Verortung eine sehr genaue Untersuchungsmethode mit Echosondierung und Positionierung über dGPS und mit einer Positionsgenauigkeit von ca. 10 cm entwickelt, bei welcher man in einem ersten Schritt die Seewanne exakt modelliert und diese dann in das digitale Land-Geländemodell einpasst. So entsteht ein digitales Tiefenmodell der Seewanne, verschnitten mit dem Geländemodell der Landvermessung. Wesentlich dabei ist die genaue Aufnahme der Mittelwasseranschlagslinie, meist durch Begehung (in Röhrichten und Gebüsch) oder vom Boot aus, als digitaler Schnittstelle zwischen dem Tiefenmodell des Sees und dem umgebenden digitalen Land-Geländemodell. Die Schichtenlinien des Seebeckens sind im Modell von -5 bis +3 m um die Mittelwasseranschlagslinie in

10 cm-Stufen dargestellt, ab 5 m Tiefe in größeren Schritten von 0,5 und 1 m.

#### *Morphometrische Parameter der Seewanne*

Die morphometrischen Parameter der Seewanne werden in der ÖNORM M 6231 in Tab. 3 gelistet; sie ergeben sich aus dem Geländemodell der Seewanne.

#### *Ufermorphologie*

Die Ufermorphologie umfasst nach ÖNORM M 6231 die Uferausbildung und die Uferart nach Tab. 4 sowie die Stabilität der Ufer nach Tab. 5 und die baulichen Eingriffe an den Seeufern nach Tab. 6. Längenbezug ist die Uferlinie bei MW.

#### *Hydrografische Stammdaten*

In Tab. 7 der ÖNORM M 6231 sind die hydrografischen Stammdaten gelistet, welche für eine Beurteilung des Ökosystems See notwendig sind.

## 4.2 Aufnahme der landseitigen Vegetationseinheiten, Gebüsch und Schilf

Die Geländearbeiten zur Aufnahme der landseitigen Schilfgrenze per dGPS erfolgten im August 2008. Als Grenze zwischen land- und wasserseitigem Schilf wurde die Höhenkote 506,00 m, welche nach der Seespiegelanhebung 1999 der künftigen Mittelwasseranschlagslinie entsprechen sollte, herangezogen.

Ökologisch betrachtet ergab sich im Zuge der weiterführenden Untersuchungen, dass die Wechselzone zwischen Land- und Wasserschilf im Bereich zwischen 506,30 m und 506,50 m liegt, die typischen Landschilfbestände (= Schilf mit krautigem Unterwuchs) finden sich am Wallersee ab Höhenkote 506,50 m aufwärts bzw. landwärts.

Entsprechend den Arbeiten zur Erhebung der emersen Schilfbestände wurden die kartierten Landschilfbestände nach ihrer Bestandsdichte räumlich weiter differenziert. Unterschieden werden die Bestandsklassen "dichter Bestand" und "schütterer Bestand"; eine

weitere Differenzierung unterscheidet zwischen "hochwüchsiger Bestand" und "niederwüchsiger Bestand" (JÄGER et al., 2011). Die Nomenklatur sollte auch im Bereich des landseitigen Schilfs auf „lockeres Schilf“ geändert werden, der Begriff „schütter“ bezeichnet aus botanischer Sicht eine eher inselhafte bzw. eine ungleichmäßige, horstähnliche Verteilung, die nicht in Halmzahlen pro Quadratmeter ausgedrückt werden kann.

Buschwerk und Gehölze wurden 1994 aus Orthofotos und 2008 über Begehung und Orthofotos aus 2007 digitalisiert. Ebenso die Landschilfbestände (ICRA 2008), welche seewärts vom Wasserschilf in den folgenden Flächenbilanzen über die Mittelwasseranschlagslinie abgegrenzt wurden. Schilfbestandserhebungen aus früheren Jahren (1993) erfolgten durch geodätische Vermessung an Transekten und ergänzend über Auswertung von ersten Schwarz-Weiß-Orthofotos aus dem Jahr 1994 (ICRA 2008).

## 4.3 Aufnahme der seeseitigen Vegetationseinheiten mit dGPS und Vermessungsboot

Die Aufnahme der emersen und submersen Makrophyten des Sees basiert auf einem digitalen Geländemodell der Seewanne, welches über die Mittelwasserlinie mit dem digitalen Geländemodell der landseitigen Vermessung verschnitten wurde. Für die Ermittlung der submersen Vegetation konnten die Echogramme aus der Tiefenvermessung verwendet werden. Die Aufnahme der emersen Makrophyten erfolgte ebenfalls vom Boot aus durch Ab- bzw. Umfahren der einzelnen Vegetationseinheiten. Daraus ergab sich eine Bestandsklassifizierung, die sich rein aus der Befahrbarkeit bzw. Begehrbarkeit ableitete. Die landseitige Bestandsgrenze endete bei der virtuellen Mittelwasseranschlagslinie, Schilf und Gebüsch landseitig der Mittelwasseranschlagslinie wurde durch Begehung lagemäßig verortet und an die Mittelwasserlinie angeschlossen (JÄGER et al., 2011).

Mit dem Vermessungsboot wurden die Bestände emerser Makrophyten lagemäßig durch Umfahren der Bestandsgrenzen mit DGPS erfasst und hinsichtlich der Art und der Dichte der Bestände klassifiziert. Auch die Klassifizierung wurde lediglich aus der Sicht der Befahrbarkeit vorgenommen, ohne ökosystemaren Aspekt (JÄGER et al., 2011).

Dies wurde in den drei Naturschutzgebieten – Fischtaginger Spitz, Bayerhamer Spitz und Wenger Moor (im Westen wurde das Untersuchungsgebiet erweitert bis zum Pegel Zell am Wallersee) - durchgeführt. In den Jahren 2001 und 2007 erfolgte zusätzlich eine

Erfassung der zum Teil wieder neu aufgekommenen Schilfbereiche im Bereich Henndorf und Neumarkt (Ostbucht).

Analog zu früheren Aufnahmen (1993) wurde der Datenbestand „emerser Makrophyten“ nach folgenden Bestandsklassen unterteilt: Dichter Schilfbestand, Lockerer Schilfbestand, Dichter Binsenbestand, Lockerer Binsenbestand, Schwimmblattpflanzen. Ab 2006 und 2007 wurden die Bestandsklassen erweitert: Im lockeren Schilfbestand wurde weiter differenziert und die zusätzliche Kategorie „Schilf Einzelhalme“ eingeführt. Weiters wurden nach der Lage der einzelnen Vorkommen zu Schilf- und/oder Binsenbestände in die Unterklassen "Schwimmblattpflanzen frei" (grenzen nicht an Schilf- und/oder Binsenbestände an) und "Schwimmblattpflanzen an Schilf/Binsen" (grenzen an Schilf- und/oder Binsenbestände an) unterteilt (JÄGER et al., 2011).

Die Erhebung der Bestände emerser und submerser Makrophyten erfolgte vom Elektroboot aus mit dGPS und Echosondierung 2001, 2006 und 2007 (ICRA 2008). Mit dieser Art der Makrophytenerhebung (Tab. 3, ICRA ergänzt durch JÄGER et al. 2015) können Schilfbestände und Schwimmblattpflanzenfelder nur abgefahren oder umfahren werden. Aussagen zu Bestandsqualität und -dichten beim Röhricht orientieren sich bei dieser Aufnahmemethode ausschließlich daran, ob diese mit dem Boot befahrbar bzw. zu umfahren sind (JÄGER et al., 2011).

Tab. 3: Bestandserhebung von emersen Makrophyten am Wallersee vom Boot aus (ICRA, Bootskartierung, nach JÄGER et al. 2011)

<b>Bestandserhebung von emersen Makrophyten über Bootskartierung Artenbestand und Dichteklassen</b>	<b>Klassifizierung der Bestände bei Bootskartierung</b>
	<b>Bestandsflächen und Dichte</b>
<b>Landschilf</b>	Landseitige Begrenzung ist die jeweilige Mähgrenze
Durchwachsener Schilfbestand	Seeseitige Grenze ist die Mittelwasseranschlagslinie
<b>Wasserschilf</b>	<b>Landseitige Grenze bei Bootskartierung ist die vermessene Mittelwasseranschlagslinie (506,00 m ü. A.)</b>
Reiner Schilfbestand	
Dichter / sehr dichter Schilfbestand	Bestandsfläche, Bestände mit Boot nicht befahrbar, Vermessung nur wasserseitig, die landseitige Grenze bildet die MW-Anschlagslinie
Lockerer Schilfbestand	Bestandsfläche, Bestände mit Boot umfahrbar
Schilfbestand in Horste aufgelöst	Bestandsfläche, Einzelhorste mit Boot umfahrbar Bestandsfläche und m <sup>2</sup> Schilf in der Bestandsfläche
Schilf Einzelhalme	Bestandsfläche, Dichte < 1 Halm pro m <sup>2</sup>
Binsenbestand	
Dichter Binsenbestand	Bestandsfläche, Bestände mit Boot nicht befahrbar, Vermessung nur wasserseitig; Ermittlung der Bestandstiefe mit Laser-Distanzmessung oder Flächenermittlung aus Luftbild
Lockerer Binsenbestand	Bestandsfläche, Bestände mit Boot umfahrbar
Binsen Einzelhalme	Bestandsfläche, Dichte < 1 Stängel pro m <sup>2</sup>
Schwimblattpflanzen	Bestandsfläche, Bestände mit Boot umfahrbar
Schwimblattpflanzen an Schilf- und Binsenbestände unmittelbar anschließend	Bestandsfläche, Bestände mit Boot nur seeseitig befahrbar, Ermittlung der Bestandstiefe mit Laser-Distanzmessung zum Schilfrand oder Flächenermittlung aus Luftbild

#### 4.4 Ökosystemare Klassifizierung der emersen Makrophyten

Die Einteilung der Dichteklassen der Röhrichte in Tabelle 3 und Tabelle 4 erfolgte nach vegetationskundlichen und ökosystemaren Kriterien. Die Abgrenzung der Vegetationseinheiten über Bootsvermessung und Luftbilddauswertung mit einer Trennung von Land- und Wasserschilf über die vermessene Mittelwasseranschlagslinie stellt nur eine erste Näherung dar. Auf Grund der hohen ökosystemaren Wertigkeit der Vegetationseinheiten des Ökoton Seeufer sind ergänzend zur Bootskartierung und Luftbilddaus-

wertung systematische botanische Untersuchungen (ÖNORM M 6231) über Transektkartierungen vom Schilfgürtel über die Schwimblattpflanzen bis zur Ausbreitungsgrenze der Unterwasserpflanzen unerlässlich (JÄGER et al., 2011). Nur mit dieser ökologischen Gesamtbetrachtung kann eine fundierte Aussage zum ökologischen Zustand des Makrophytengürtels eines Sees getroffen werden, wie sie nach der EU - Wasserrahmenrichtlinie verlangt wird.

Tab. 4: Ökosystemare Bestandserhebung von emersen Makrophyten am Wallersee (GRÜN3 GMBH, JÄGER et al. 2011)

<b>Ökosystemare Bestandserhebung von emersen Makrophyten Artenbestand und Dichteklassen</b>	<b>Ökosystemare Klassifizierung der Bestände</b>
	<b>Bestandsflächen und Dichte</b>
<b>Landschilf</b>	Landseitige Grenzen bilden andere Vegetationseinheiten und Nutzungen wie die „Grüne Linie“ am Wallersee Im Wallersee ab Kote HW <sub>2</sub> bzw. 506,5 m ü. A. landwärts
Durchwachsener Schilfbestand	<b>Im Wallersee von Kote HW<sub>2</sub> bzw. 506,5 m ü. A. seewärts</b>
<b>Wasserschilf</b>	
Reiner Schilfbestand	
Dichter / sehr dichter Schilfbestand	Bestandsfläche, Dichte 50 bis an die 300 Halme pro m <sup>2</sup>
Lockerer Schilfbestand	Bestandsfläche, Dichte 1 bis 50 Halme pro m <sup>2</sup>
Schilfbestand in Horste aufgelöst	Bestandsfläche, Einzelhorste Bestandsfläche und m <sup>2</sup> Schilf in der Bestandsfläche
Schilf Einzelhalme	Bestandsfläche, Dichte < 1 Halm pro m <sup>2</sup>
Binsenbestand	
Dichter Binsenbestand	Bestandsfläche, Dichte > 50 Stängel pro m <sup>2</sup>
Lockerer Binsenbestand	Bestandsfläche, Dichte 1 bis 50 Stängel pro m <sup>2</sup>
Binsen Einzelhalme	Bestandsfläche, Dichte < 1 Stängel pro m <sup>2</sup>
Schwimblattpflanzen	Bestandsfläche

Die Durchführung der Vermessung emerser Makrophyten einschließlich der Schilfaufnahmen sollte für die flächendeckende Erfassung bis Ende Juli durchgeführt werden. Leghalmflächen lassen sich am besten im zeitigen Frühjahr kartieren, bevor das Jungschilf antreibt. Es wurde im Zuge der Überarbeitung der Daten auch ersichtlich, dass im späteren Jahresverlauf lokal Teilbereiche im Schilf von den Anrainern ausgeschnitten wurden (z. B. für Badezugänge und Bootsgassen) und sich dadurch Schilfbilanzen bei später im

Jahr durchgeführten Befahrungen entsprechend veränderten.

Ähnliches trifft auch auf die Schwimmblattbestände zu, welche sich ab Anfang September zurückziehen und daher spätestens bis Ende August erfasst werden sollten. Weiters ist zu bedenken, dass bei Schwimmblattzonen durch Windeinwirkung ein „Driften“ der Bestände möglich ist, was je nach Windrichtung zur temporären Verschiebung der Bestände um +/- 2 bis 3 m führen kann.

#### 4.5 Flächenbilanzen der Seeufervegetation (Schilf und Schwimmblätter) über ökosystemare Bestandserhebung

Diese Vegetationseinheiten, insbesondere das Land- und Wasserschilf, bieten mit ihren vielfältigen Strukturen einer daran angepassten höchst spezialisierten Gemeinschaft von Insekten, Amphibien, Kleinsäugetieren und vielen seltenen und geschützten Vogelarten ein überlebenswichtiges reich strukturiertes Habitat im Ökoton Seeufer. Sie sind als Rückzugsgebiete, Lebensräume, Nist-, Brut- und Mauserplätze, als Laichareale und Gelegeflächen aber auch als Futterplätze von nicht ersetzbarer höchster ökologischer Wertigkeit (JÄGER 2015). Es sind dies die Flächen, welche nach dem geltenden Wasserrecht im öffentlichen Interesse als die für den ökologischen Zustand der Gewässer maßgeblichen Uferbereiche generell unter besonderen Schutz gestellt sind. Oft werden solche Flächen auch als Naturschutzgebiete ausgewiesen.

Für das Ökoton Seeufer ist es besonders wichtig, dass die Übergangszone vom Land- zum Wasserschilf erhalten bleibt (JÄGER 2015). Am Wallersee wurde dazu zwischen den Wasseranschlagsknoten des HW2 und HW10 im Zuge des Hochwasserschutzprojektes Seekirchen und Seespiegelanhebung Wallersee in den drei Naturschutzgebieten die „Grüne Linie“ als seeseitige Grenze jeglicher Nutzungen, auch der Mahd, in den Wasserrechts- und Naturschutzverfahren mit behördlichem Bescheid festgelegt.

Im Seeuferbereich wurden über von 1993 bis 2007 über mehrere Transektvermessungen die Vegetati-

onszonierungen vom Land zum Wasser und die Schilfkennwerte erhoben. Bestandsgrenzen, Bestandsflächen, Strukturen und Dichteklassen können damit exakt angegeben werden. Die ökologisch wichtige Grenze zwischen dem Land- und dem Wasserschilf verläuft am Seeufer in dem Bereich, in welchem der im Wasser stehende Reinschilfbestand landseitig von diversen anderen feuchtigkeitsliebenden Pflanzen allmählich durchwachsen wird (ÖNORM M 6231).

Die Kartierungen in den Schilftransekten belegen, dass nach der Spiegelanhebung 1999 nunmehr die natürliche Grenze zwischen Land- und Wasserschilf am Wallersee im Bereich des HW2 und damit seeseitig der „Grünen Linie“ liegt. Die Flächen seeseitig der Grünen Linie sind am Wallersee bescheidgemäß der natürlichen Sukzession zu überlassen.

Die Beurteilung des ökologischen Zustandes des Ökoton Seeufer kann nur auf Basis einer umfassenden Erhebung von Morphologie und Struktur des Gewässers, der Hydrologie, der Vegetationseinheiten aber auch der das Ökoton bewohnenden Biota, insbesondere den Vögeln und Fischen, erfolgen (JÄGER 2015). Nur auf dieser umfassenden Datenbasis können fachlich relevante Aussagen zu Fragen der Seeufervegetation, ihrer Zonierung, Vitalität, Stabilität und möglichen Gefährdung (durch Abholzen, Mahd, Seespiegelveränderungen etc.) aber auch zur Beurteilung ihrer ökologischen Wertigkeit getroffen werden.

#### 4.6 Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten

##### Landschilf, Wasserschilf

Die Methodik und die Darstellungsform der Ergebnisse orientieren sich an der Arbeit von WIESNER (1995, Datenerhebung 1993) sowie von HEBERLING (2000) und an der ÖNORM M 6231 (2001; Tab. 9, 10, 11). Die vorliegende Bearbeitung erstreckt sich auf die Erfassung der Vegetation an den 7 vorgegebenen Transekten, von der Schwimmblattzone bis zur Höhenlinie 507 m. Entlang dieser Transekte wird die Abfolge der Arten und Vegetationseinheiten (charakteristische Pflanzengesellschaften) im Dezimeter-Bereich innerhalb eines etwa 3 m breiten Streifens erhoben. Die Lage der untersuchten Transekte ist in

der im Anhang beigefügten Themenkarte 1 und in den Luftbildern der Transekte in Kapitel 5.3 ersichtlich.

Hinsichtlich der Auswertungsstrategien erfolgte eine Berücksichtigung des „Handbuches des vegetationsökologischen Monitorings“ (UMWELTBUNDESAMT 1997). Die ökologisch wichtige Grenze zwischen dem Land- und dem Wasserschilf verläuft am Seeufer in dem Bereich, in welchem der im Wasser stehende Reinschilfbestand landseitig von diversen anderen feuchtigkeitsliebenden Pflanzen allmählich durchwachsen wird (ÖNORM M 6231). Als Referenz für Gattungs- und Artnamen der erhobenen Pflanzen

wurde die „Exkursionsflora von Österreich“ (ADLER et al., 1994) herangezogen. Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften richtet sich soweit als möglich nach „Pflanzengesellschaften Österreichs“ (GRABHERR & MUCINA 1993) bzw. teils nach „Süddeutsche Pflanzengesellschaften“ (OBERDORFER 1990). Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach der von BRAUN-BLANQUET (1964) erläuterten Methode über die Artmächtigkeit.

**Artmächtigkeit:**

- + = spärlich mit sehr geringem Deckungswert
- 1 = reichlich, aber mit geringem Deckungswert, oder ziemlich spärlich, aber mit größerem Deckungswert
- 2 = sehr zahlreich, oder mindestens 1/10 bis 1/4 der Aufnahme­fläche deckend

## 4.7 Ermittlung der Schilfvitalität

Der Zustand der Röhrichtzonen (Schilfvitalität) wurde im vorliegenden Projekt in Anlehnung an vorangegangene Untersuchungen (WIESNER 1995, HEBERLING 2000, ÖNORM M 6231, Tab. 9, 10, 11) durch Erfassung folgender Parameter an 7 Transekten am Wallersee bestimmt:

### Zustandsparameter

**Halmklasse**

- Halme mit Rispe (deutlich und vollständig ausgebildete Rispe)
- Halme mit verhaltener Rispe, Rispe aufgrund parasitierender Insekten im frühen Entwicklungsstadium geblieben oder gar nicht mehr ausgebildet
- Halme mit Gallen, meist zigarrenförmige Verdickungen an den obersten Internodien
- Halme ohne Rispe, Rispe fehlt völlig
- abgebrochene oder abgeweidete Halme, durch mechanische Einwirkungen (Wellen, Menschen, Tiere ...) abgebrochen

- 3 = 1/4 bis 1/2 der Aufnahme­fläche deckend, Individuenzahl beliebig
- 4 = 1/2 bis 3/4 der Aufnahme­fläche deckend, Individuenzahl beliebig
- 5 = mehr als 3/4 der Aufnahme­fläche deckend, Individuenzahl beliebig

### Submerse Makrophyten

Die submersen Makrophyten werden durch Betauchen von Transekten untersucht. Die Transekte werden an Hand der Ergebnisse der Echosondierung ausgewählt. Die Methodik ist im Leitfaden zur „Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Makrophyten“ des BMLFUW, Wien, vorgegeben (PALL & MAYERHOFER 2009).

- Leghalme, durch Starkwind und/oder Schnee in Windrichtung gelegte Schilfbestände

**Halm dichte:** Anzahl der Halme/m<sup>2</sup> (Abb. 17)

**Halm länge:**

- Gemessen von der Substratoberfläche bis zum Rispenansatz bzw. zur Ligula des obersten Blattes; Einheit cm.

**Basaldurchmesser:**

Durchmesser des Halmes unmittelbar an der Substratoberfläche bzw. knapp darüber gemessen (da durch das Abschneiden bisweilen leichte Deformationen der Halme knapp ober- und unterhalb der Schnittstelle auftreten); Einheit mm.

**Blattzahlen:**

Mit der Ermittlung der Blattzahlen der Halme kann auf die Assimilationsleistung des Schilfes geschlossen werden. Man zählt die Blätter pro Halm in den verschiedenen Halmklassen.



Abb. 15: Leghalmstreifen am Bayerhamer Spitz durch starken Westwind und Schnee, März 2011. Vor dem Schilf steht bei diesem niedrigen Wasserstand das Eis an.  
Foto: Paul JÄGER

Die Halmdurchmesser wurden mit einem Digital-Taschenmessschieber PREISSER DIGI-MET (Messgenauigkeit nach DIN 862, Auflösung 0,01 mm) ermittelt. Die Genauigkeit der Messung erfolgte auf Zehntel (die Messwerte wurden auf- bzw. abgerundet).

Die Markierung der Entnahmebereiche im Transekt erfolgte je nach Dichte des Bestandes mit Rahmen in den Größen 40 x 40 cm bei dichten Beständen (zur Auswertung auf 1m<sup>2</sup> hochgerechnet) bzw. 100 x 100

cm bei schütterer Bestandesdichte; die Halme wurden unmittelbar oberhalb der Substratoberfläche abgeschnitten.

### Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Daten der Schilfbeprobungen erfolgte mit den Programmen SPSS und MS Excel.



Abb. 16: Lockerer Schilfbestand landseitig mit Leghalmen und Krautschicht am Bayerhamer Spitz; idealer Hechtlaichplatz bei Frühjahrshochwasser. Foto: Paul JÄGER



Abb. 17: Zwischen dem kräftigen dichten Altschilf und den Teichrosen wächst am Bayerhamer Spitz lockeres niedriges Jungschilf seewärts. Foto: Paul JÄGER

## 5. Ergebnisse

### 5.1 Bilanzen

Die nachfolgenden Bilanzen (Kapitel 5.1.1 bis 5.1.3) entstammen den Arbeiten der Fa. ICRA, Salzburg, und sind in JÄGER et al. 2011 publiziert. Die Bilanz in Tab. 9 wurde in dieser Arbeit im Kapitel 5.1.3 auf ökosystemarer Basis weiterentwickelt und entspricht

nun den Anforderungen an eine Bilanzierung der Makrophytenvegetation entsprechend den Vegetationseinheiten und Strukturaspekten des Ufergürtels Stehender Gewässer nach ÖNORM M 6231.

### 5.1.1 Ufermorphologie und Uferzonierung des Wallersees bezogen auf die Uferlänge

#### Ufermorphologie

Die nachfolgende Tabelle 5, "Uferausbildung nach ÖNORM M 6231 (Tab. 4)", beinhaltet eine Bilanzie-

rung der Uferausbildung in tatsächlicher Uferlänge und in Prozent der Uferlänge bei Mittelwasserstand (506,00). Die Werte für die tatsächliche Uferlänge sind ganzzahlig gerundet. Die Daten beruhen auf den Erhebungen des Jahres 2001 (s. Karte Thema 2).

Tab. 5: Uferausbildung 2007 nach ÖNORM M 6231 (Tabelle 4) (ICRA 2008)

<b>Bestandsklasse</b>	<b>Länge (in m)</b>	<b>Länge (in %)</b>
<b>Flachufer Neigung bis 1:5</b>	<b>13.839</b>	<b>84,03</b>
Flach ins Wasser auslaufender Uferbereich	13.425	81,52
Flachufer mit Riffbildung durch Erosion	-	-
Flachufer mit Steilabfall unter Wasser	187	1,14
Flachufer künstlich verändert	227	1,38
<b>Steilufer Neigung ab 1:5</b>	<b>2.630</b>	<b>15,97</b>
Natürliche Uferböschung bis 1 : 1 (18 - 45°)	94	0,57
Natürliche Uferböschung steiler als 1 : 1 (> 45°)	-	-
Künstliche Uferböschung bis 1 : 1 (18 - 45°)	-	-
Künstliche Uferböschung steiler als 1 : 1 (> 45°)	2.536	15,40

Die Tabelle 6, "Ursprüngliche Uferausbildung vor Verbauung", beinhaltet die Bilanzierung der Uferausbildung bei Rückführung von aktuell im Jahr 2001 existierenden Uferverbauungen (Ufermauern u. a. m.) auf die ursprünglich, also vor einer Verbauung, bestehende Uferausbildung. Die Rückführung erfolgte unter Berücksichtigung des Reliefs des Geländes und benachbarter unverbaute Uferabschnitte. Die Klassifikation ist auf die 3 Hauptklassen "Flachufer Neigung bis 1:5", "Steilufer Neigung bis 1:1", "Steilufer

Neigung steiler als 1:1" reduziert. Die beiden Klassen "Flachufer" und "Steilufer" werden nach bestimmten Merkmalen feiner differenziert. Die Flächenanteile dieser Differenzierung ergeben in Summe den Anteil der jeweiligen Hauptklasse (in der Tabelle fettgedruckt). Die gesamte Uferlänge des Wallersees beträgt für die Höhenkote 506,00 m 16,469 km. Die Daten beruhen auf den Ergebnissen der Erhebungen der Jahre 2001 und 2003.

Tab. 6: Ursprüngliche natürliche Uferausbildung vor Verbauung (ICRA 2008)

<b>Bestandsklasse</b>	<b>Länge (in m)</b>	<b>Länge (in %)</b>
<b>Flachufer Neigung bis 1:5</b>	16.375	99,43
Steilufer Neigung bis 1:1	-	-
Steilufer Neigung steiler als 1:1	94	0,57

#### Uferzonierung

In der Tabelle 7, "Ufervegetation nach ÖNORM M 6231", erfolgt in Anlehnung an die Tabelle 11 der ÖNORM M 6231 eine Bilanzierung der landseitigen Vegetationseinheiten in tatsächlicher Uferlänge und

in Prozent der Uferlänge bei Mittelwasserstand. Die Werte für die tatsächliche Uferlänge sind ganzzahlig gerundet. Auch diese Daten beruhen auf den Erhebungen des Jahres 2001 (siehe auch Karte Thema 2).

Tab. 7: Ufervegetation nach ÖNORM M 6231 (Tabelle 11), ICRA 2008

<b>Bestandsarten</b>	<b>Länge (in m)</b>	<b>Länge (in %)</b>
Streuwiesen	255	1,55
Landwirtschaftliche Flächen	194	1,18
Grünanlagen (Gärten, Badeplätze)	5.998	36,41
Wald/Baumbestand	1.176	7,14
Strauchzone	2.364	14,35
Landschilf	6.478	39,32
Sonstiges	9	0,05

### 5.1.2 Flächenbilanzen der Ufervegetation des Wallersees über Begehung und Boots-kartierung mit landseitiger Abgrenzung über die vermessene Mittelwasseranslagslinie (siehe auch Karte Thema 3)

Die Bilanzen der folgenden Tabelle 8 und Abbildung 18 sind unter dem Aspekt der Boots-kartierung zu verstehen: Bei diesen Untersuchungen wurde vom Bootsfahrer über die Befahrbarkeit mit dem Elektroboot zwischen den einzelnen Dichteklassen unterschieden. Als Grenze zwischen Land- und Wasser-

schilf wurde die Wasseranslagslinie 506,00 m herangezogen.

Die Tabelle 8, "Emerse und submerse Makrophyten nach ÖNORM M 6231 - Bestandsaufnahmen aus den Jahren 2001, 2006 und 2007 (ICRA)", stellt die Flächenausdehnungen der drei Hauptbestandsarten "Röhrichtbestände" (Schilf- und Binsenbestände), "Schwimblattbestände" und "Submerse Pflanzen" dar. Dabei werden die Aufnahmen der Boots-kartierung der Jahre 2001, 2006 und 2007 einander gegenübergestellt. Angegeben werden die Flächenausdehnungen der Bestände in Quadratmetern.

Tab. 8: Bestandsaufnahmen (Bootskartierung) aus den Jahren 2001, 2006 und 2007 - Emerse und submerse Makrophyten nach ÖNORM M 6231, Tabelle 11, (ICRA 2008)

Bestandsklassen Flächenermittlung über Bootskartierung	ICRA 2001 Flächen		ICRA 2006 Flächen		ICRA 2007 Flächen	
	(in m <sup>2</sup> )	(in %)	(in m <sup>2</sup> )	(in %)	(in m <sup>2</sup> )	(in %)
Röhrichtbestände	115.453	74,26	110.502	38,12	110.558	73,58
Schwimblattbestände	40.011	25,74	39.814	13,73	39.691	26,42
Submerse Pflanzen	*---	*---	139.567	48,15	*---	*---

\* Für das Jahr 2001 und 2007 können keine Angaben zur Bestandsklasse "Submerse Pflanzen" gemacht werden.

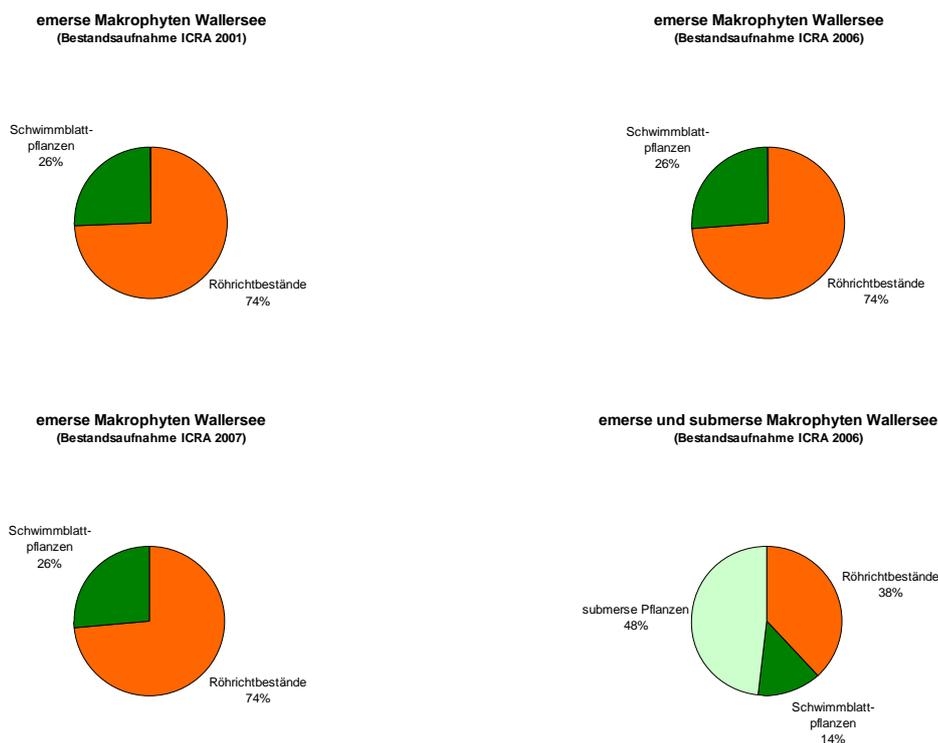


Abb. 18: Emerse und submerse Makrophyten am Wallersee, Bestandsaufnahmen aus den Jahren 2001, 2006 und 2007 (ICRA, Boots-kartierung). Bei der Erhebung des Jahres 2006 erfolgte auch eine Aufnahme der submerse Makrophyten. Der relative Anteil der submersen Makrophyten am Gesamtbestand wird in der unteren rechten Grafik dargestellt. (ICRA 2008)

Die Abbildung 18, "Emerse und submerse Makrophyten am Wallersee, Bestandsaufnahmen aus den Jahren 2001, 2006 und 2007 (ICRA, Boots-kartierung)", illustriert die Binnenverhältnisse der Makrophyten am Wallersee in Form prozentueller Flächen-

anteile. Die rechte Grafik berücksichtigt bei der Darstellung der Binnenverhältnisse des Jahres 2006 auch die Vorkommen an submersen Makrophyten. Vergleichsbasis ist die Klasseneinteilung in Anlehnung an

die Arbeiten der Firma SYSTEMA am Obertrumer See (PALL & JÄGER 1999).

Ab dem Jahr 2001 erfolgte bei der Aufnahme der emersen Makrophyten eine feinere Differenzierung der Bestandsklassen. Röhrichtgewächse werden in dichte und lockere Schilfbestände sowie dichte und lockere Binsenbestände unterteilt. Von 2007 an werden die Klassen "Lockerer Schilfbestand" und "Lockerer Binsenbestand" nochmals differenziert. Sehr stark aufgelockerte Bestände, die kaum mehr geschlossen erscheinen, werden aus ihnen herausgelöst und zu den Klassen "Schilf Einzelhalme" und "Binsen Einzelhalme" zusammengefasst.

Die Tabelle 9, "Emerse und submerse Makrophyten" nach ÖNORM M 6231 (Tabelle 11), Bestandsauf-

nahmen aus den Jahren 2000 bzw. 2001 und 2007 (ICRA, Bootskartierung), zeigt die Flächenveränderungen der Bestandsklassen für die Aufnahmejahre 2000 bzw. 2001 und 2007 (ICRA 2008). Angegeben werden die Flächenausdehnungen der Bestände in Quadratmetern. Das Wasserschilf beginnt bei dieser Bilanz bei Kote 506,00 m (MW) und dehnt sich seewärts aus. Landseitig schließt an diese Höhenkote das über Begehung vermessene Landschilf an. Diese vorerst vermessungstechnisch begründete Grenze wird in einem zweiten Schritt über die Ergebnisse der Transektkartierungen nach botanischen Gesichtspunkten ermittelt und dann endgültig festgelegt. Am Wallersee liegt die botanische Abgrenzung zwischen Wasser- und Landschilf auf Höhe 506,50 m.

Tab 9: Emerse und submerse Makrophyten nach ÖNORM M 6231 (Tabelle 11), Bootskartierung (ICRA 2008)

BESTANDSKLASSEN Flächen über Bootskartierung	ICRA 2001 Flächen		ICRA 2006 Flächen		ICRA 2007 Flächen	
	(in m <sup>2</sup> )	(in %)	(in m <sup>2</sup> )	(in %)	(in m <sup>2</sup> )	(in %)
<b>Wasserschilf</b>	<b>98.367</b>	63,27	95.899	23,95	<b>95.958</b>	<b>63,86</b>
Dichter Schilfbestand	<b>56.498</b>	36,34	76.747	19,17	<b>76.529</b>	50,93
Lockere Schilfbestand	<b>41.869</b>	26,93	12.406	3,10	<b>12.683</b>	8,44
Einzelhalme	*---	*---	6.746	1,68	6.746	4,49
<b>Binsen</b>	<b>17.086</b>	10,99	14.603	3,65	<b>14.603</b>	<b>9,72</b>
Dichter Binsenbestand	<b>2.212</b>	1,42	603	0,15	<b>603</b>	0,40
Lockere Binsenbestand	<b>14.874</b>	9,57	14.000	3,50	<b>14.000</b>	9,32
Einzelhalme	*---	*---	-	-	-	-
<b>Schwimblattzone</b>	<b>40.011</b>	25,74	<b>39.814</b>	9,94	<b>39.691</b>	<b>26,42</b>
<b>Submerse Makrophyten</b>	**---	**---	<b>139.567</b>	34,86	**---	**---

\* Die Bestandsklasse "Lockerer Schilfbestand" wurde erst bei der Aufnahme 2006 weiter differenziert: Bestände, die so weit aufgelockert sind, dass sie keinen einigermaßen geschlossenen Bestand aufweisen, wurden von da an zu der Klasse "Schilf Einzelhalme" zusammengefasst. 2001 sind diese Bestände der Klasse "Lockerer Schilfbestand" zugeschlagen worden.

\*\* Auswertungen bezüglich der Bestände an submersen Makrophyten liegen für die Aufnahmen der Jahre 2001 und 2007 nicht vor.

Auffällig beim Vergleich der Aufnahme des Jahres 2001 mit jener der Jahre 2006 und 2007 ist die starke Zunahme bei der Klasse "Dichter Schilfbestand", verbunden mit einer starken Abnahme bei der Klasse "Lockerer Schilfbestand".

Die Abbildung 19, "Emerse und submerse Makrophyten am Wallersee, Vergleich der Jahre 2001, 2006 und 2007", illustriert die Binnenverhältnisse der Makrophyten am Wallersee für die Aufnahmejahre 2001, 2006 und 2007 in Form prozentueller Flächenanteile. Die weitere Differenzierung der Bestandsklasse "Lockerer Schilfbestand", aus ihr wurde ab 2006 die Klasse "Schilf Einzelhalme" gebildet, erfolgte am Wallersee erst bei der Aufnahme 2006. Um eine Vergleichbarkeit zur Aufnahme 2001 zu ermöglichen, werden daher in der Abbildung die Bestände der Klasse "Schilf Einzelhalme" der Jahre 2006 und 2007 jenen der Klasse "Lockerer Schilfbestand" zugeschlagen.

Die Abbildung 20 "Emerse und submerse Makrophyten am Wallersee, Vergleich der Jahre 2006 und 2007,

Darstellung der relativen Verhältnisse der einzelnen Bestandsklassen" illustriert die Binnenverhältnisse der Makrophyten am Wallersee für die Aufnahmejahre 2006 und 2007 in Form prozentueller Flächenanteile. Bei diesem Vergleich sind die Klassen mit lockeren Beständen (lockerer Schilf- bzw. lockerer Binsenbestand) weiter differenziert. Sehr stark aufgelockerte Bestände, die kaum mehr geschlossen erscheinen, werden zu den Klassen Einzelhalme (Schilf- bzw. Binsen Einzelhalme) zusammengefasst und in der Grafik entsprechend dargestellt. Dadurch schrumpft der Anteil "lockerer Schilfbestand" von 13 % (2006 und 2007) auf 8,3 % (2006) bzw. 8,4 % (2007), während die Klasse "Schilf Einzelhalme" in beiden Vergleichsjahren mit 4,5 % vertreten ist. Die untere Grafik in der Abbildung bezieht in die Darstellung der Binnenverhältnisse des Aufnahmejahres 2006 den Bestand an submersen Makrophyten ein.

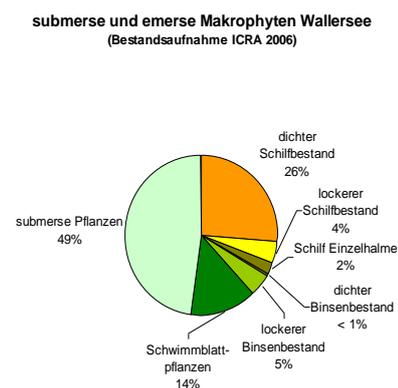
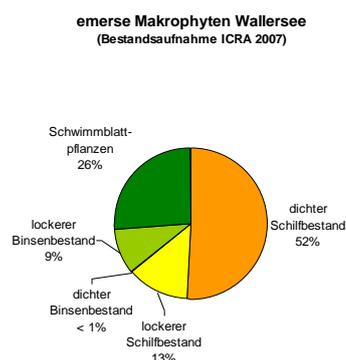
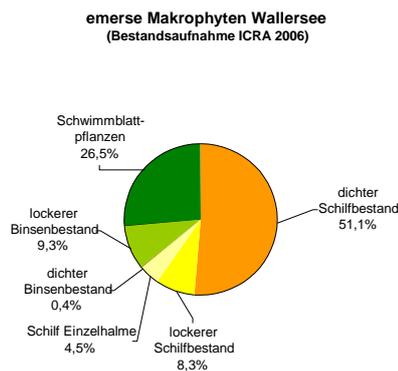
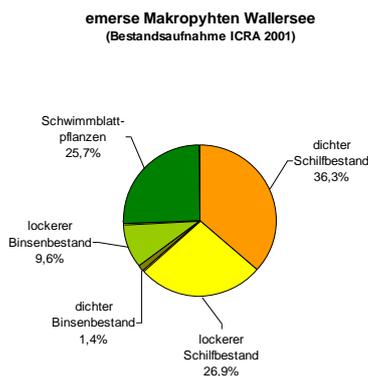


Abb. 19: Emerse und submerse Makrophyten am Wallersee, Vergleich der Jahre 2001, 2006 und 2007, ICRA Bootskartierung. Darstellung der relativen Verhältnisse der einzelnen Bestandsklassen (dichter Schilfbestand, lockerer Schilfbestand, dichter Binsenbestand, lockerer Schilfbestand, Schwimmblattpflanzen) ohne Ausgliederung der Bestandsklasse "Schilf Einzelhalme". Grafik: ICRA 2008

Abb. 20: Emerse und submerse Makrophyten am Wallersee, Vergleich der Jahre 2006 und 2007, Bootskartierung. Darstellung der relativen Verhältnisse der einzelnen Bestandsklassen (dichter Schilfbestand, lockerer Schilfbestand, Schilf Einzelhalme, dichter Binsenbestand, lockerer Schilfbestand, Schwimmblattpflanzen, submerse Pflanzen) unter Berücksichtigung der Bestandsklasse "Schilf Einzelhalme". Die untere Grafik stellt den relativen Anteil der submersen Makrophyten am Gesamtbestand für das Jahr 2006 dar. Grafik: ICRA 2008

In der Tabelle 10 "Geschlossene landseitige Schilfareale in den Naturschutzgebieten am Wallersee" werden die flächenmäßige Ausdehnung der Areale mit geschossenem landseitigen Schilfbewuchs des Jahres 1993, Aufnahme WIESNER) mit jener des Jahres 2008 (Aufnahme ICRA) verglichen. Diese Areale beinhalten allerdings auch Bereiche, in denen der Schilfbestand von Buschwerk durchsetzt ist. Wie schon erwähnt, befinden sich innerhalb der Areale des geschlossenen landseitigen Schilfbestandes auch Berei-

che, in denen das Schilf von Buschwerk und Gehölzen durchbrochen ist. Als Quellen für die Digitalisierung der Verbuschung dienten Luftbilder bzw. Orthofotos der Befliegungen 1994 und 2007. Die Tabelle "Grad der Verbuschung im Vergleich der Aufnahmen 1993 (WIESNER 1995) und 2008 (ICRA)" gibt Aufschluss über das Ausmaß der Verbuschung in den Vergleichsjahren und deren Veränderung von 1994 auf 2007, also den Jahren der Befliegung der ausgewerteten Orthofotos.

Tab. 10: Geschlossene landseitige Schilfareale in den Naturschutzgebieten am Wallersee, Vergleich der Aufnahmen aus WIESNER 1995 und ICRA 2008

Geschlossene landseitige Schilfareale mit seitlicher Begrenzung	KEIDL/WIESNER 1993 (in ha)	ICRA 2008 (in ha)
Geschlossene Areale mit seitlicher Begrenzung KEIDL/WIESNER	24,7	30,0*

\* Bei der Aufnahme 2008 wurden auch Bereiche der Naturschutzgebiete bzw. direkt daran angrenzende Gebiete berücksichtigt, die 1993 nicht aufgenommen wurden. Bei Einbeziehung dieser Flächen vergrößert sich das Areal der landseitig geschlossenen Schilfbestände auf 317.976 m<sup>2</sup>.

Aus dem Vergleich der Zahlen von 1993 und 2008 in Tab. 11 ergibt sich eine sehr starke Zunahme der Verbuschung innerhalb des durch WIESNER

definierten Areals eines geschossenem landseitigen Schilfbewuchses. Der Zuwachs von 19.111 m<sup>2</sup> entspricht einem Plus von rund 230 %, somit hat sich die

verbuschte und verholzte Fläche in den 13 Jahren, die zwischen den Befliegungen von 1994 und 2007 liegen,

vor allem durch das Auflassen der Schilfmahd, mehr als verdoppelt.

Tab. 11: Grad der Verbuschung im Vergleich der Aufnahmen 1993 (WIESNER 1995) und 2008 (ICRA 2008)

Grad der Verbuschung	KEIDL/WIESNER 1993 (in ha)	ICRA 2008 (in ha)
Verbuschung innerhalb der Grenzen der Aufnahme 1993	1,47	3,38

Die Tabelle 12 "Differenzierung der 2008 (ICRA) kartierten Vegetationseinheiten innerhalb der Grenzen des geschlossenen Schilfbestandes des Aufnahmejahres 2008", gibt Aufschluss über die Differenzierung der im August 2008 erhobenen Vegetationseinheiten. Im Rahmen der Aufnahme der Außengrenze der landseitigen Schilfbestände in den Naturschutzgebieten am Wallersee erfolgte auch deren Differenzie-

rung nach Wuchsdichte und Wuchshöhe. Unterschieden wird zwischen den Klassen "Schilf dicht und hochwüchsig", "Schilf dicht und niederwüchsig", "Schilf locker und hochwüchsig" sowie "Schilf locker und niederwüchsig". Die Klasse "Buschwerk und Gehölze" konnte aus den Orthofotos der Befliegung 2007 digitalisiert werden.

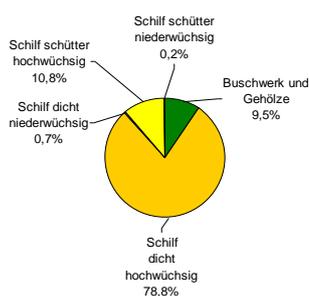
Tab. 12: Differenzierung der 2008 kartierten Vegetationseinheiten innerhalb der Grenzen des geschlossenen Schilfbestandes des Aufnahmejahres 2008 (ICRA 2008)

Vegetationseinheiten	ICRA 2008 (in ha)
Buschwerk und Gehölze	3,0
Schilf dicht und hochwüchsig	25,0
Schilf dicht und niederwüchsig	0,2
Schilf locker und hochwüchsig	3,4
Schilf locker und niederwüchsig	0,7

In Abbildung 21, "relative Differenzierung der landseitigen Vegetationseinheiten in den Naturschutzgebieten am Wallersee nach der Bestandsaufnahme 2008 (ICRA)", erfolgt eine Differenzierung der kartierten

Vegetationseinheiten, ausgedrückt in Prozentanteile der Einheiten. Die linke Grafik beinhaltet auch die Gehölzpflanzen, in der rechten Grafik wird alleine das Schilf nach Wuchsklassen differenziert.

Differenzierung der kartierten Vegetationseinheiten  
(Bestandsaufnahme ICRA 2008)



Differenzierung der kartierten Schilfbestände  
(Bestandsaufnahme ICRA 2008)

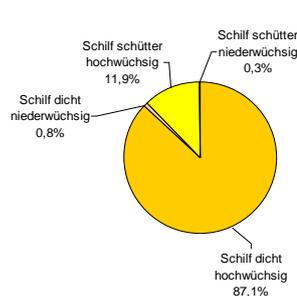


Abb. 21: Relative Differenzierung der landseitigen Vegetationseinheiten in den Naturschutzgebieten am Wallersee nach der Bestandsaufnahme 2008 (ICRA). Die linke Grafik beinhaltet auch die aus dem Orthofoto der Befliegung 2007 digitalisierten Gehölzpflanzen (Klasse "Buschwerk und Gehölze"). Die rechte Grafik differenziert alleine die erhobenen Schilfbestände nach den Klassen "dicht hochwüchsig", "dicht niederwüchsig", "locker hochwüchsig" und "locker niederwüchsig". Die 2008 erhobene Außengrenze der geschlossenen landseitigen Schilfbestände bildet die geographische Begrenzung dieses Vergleichs. Grafik: ICRA 2008

### Modellierter Flächenvergleich Schilf und Binsen 1993 zu 2007

1993 erfolgte von WIESNER und KEIDL (WIESNER 1995) im Rahmen eines eng umschriebenen Bereichs, den auf Kartethema 1 dargestellten 7 Transekten (in weiterer Folge auch als „Keidl-Transekte“ bezeichnet), eine Vermessung der seeseitigen Außengrenze der emersen Schilf- und Binsenbestände. Diese vermessenen Linienzüge wurden für den Vergleich des Schilfbestandes der Aufnahme des Jahres 2007 mit der Uferlinie verschnitten und zu Polygonen konvertiert. Auf diese Weise kann für diese Bereiche die

net), eine Vermessung der seeseitigen Außengrenze der emersen Schilf- und Binsenbestände. Diese vermessenen Linienzüge wurden für den Vergleich des Schilfbestandes der Aufnahme des Jahres 2007 mit der Uferlinie verschnitten und zu Polygonen konvertiert. Auf diese Weise kann für diese Bereiche die

Entwicklung der seeseitigen Bestände an Schilf und Binsen zurück bis 1993 verfolgt werden.

Die Ergebnisse dieses Vergleichs werden in der Tabelle 13, "Flächenbilanzierung Schilf- und Binsenbe-

stände KEIDL-Transekte vs. Aufnahme ICRA 2007", sowohl absolut (Quadratmeter und Differenzen zwischen den beiden Vergleichsjahren in Quadratmeter) als auch relativ (Differenzen in Prozent) zum Ausdruck gebracht.

Tab. 13: Flächenbilanzierung Schilf- und Binsenbestände KEIDL-Transekte und Aufnahme ICRA 2007 (ICRA 2008)

Flächen-Veränderungen 1993 - 2007	ICRA 2007 (in m <sup>2</sup> )	KEIDL 1993 (in m <sup>2</sup> )	Differenz (in m <sup>2</sup> )	Differenz (in %)
Transekte 1 & 2 *	3.117	3.394	-277	-8,9
Transekt 3	2.884	2.546	338	11,7
Transekt 4	1.164	1.061	103	8,8
Transekt 5	10.493	13.467	-2.974	-28,3
Transekt 6	933	529	404	43,3
Transekt 7	8.015	6.788	1.227	15,3
<b>Summe</b>	<b>26.606</b>	<b>27.785</b>	<b>-1.179</b>	<b>-4,4</b>

\* Die Transekte 1 und 2 sind im gleichen zusammenhängenden Schilf- und Binsenbestand situiert und werden daher gemeinsam abgehandelt.

In der graphischen Darstellung der Schilffronten 1993 und 2007 (Abb. 23) lassen sich interessante zeitliche Veränderungen erkennen (siehe auch Karte Thema 3), welche die Veränderungen im hydrologischen Regime des Sees und die Veränderungen der Uferbewirtschaftung widerspiegeln.

#### Veränderungen an den seeseitigen Schilffronten der 7 Untersuchungstransekte im Vergleich der Jahre 1993 und 2007

An den Transekten 1 und 2 entwickelt sich seit der Seespiegelanhebung die in Horstflächen aufgelöste Schilffront wieder seewärts, die Horstflächen schlie-

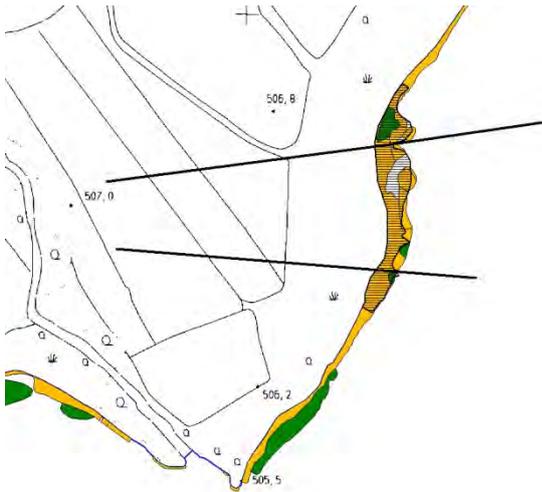
ßen sich. Die Stoppelfelder hinter den Abbruchkanten der Vorderfront des Rhizoms aus der Zeit der niederen Seespiegelstände bringen neuen Austrieb, der vielfach bereits wieder die Abbruchkante erreicht hat. Die Bestände der Teichrosen breiten sich ebenfalls wieder aus.

An Transekt 3 trotz die Schilffront dem Westwindangriff, geringer seitlicher Zuwachs ist zu erkennen.

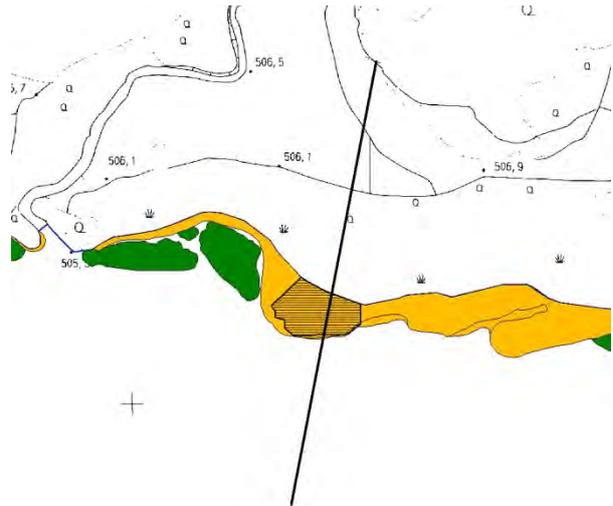
An Transekt 4 hat die Seespiegelanhebung das Schilfwurzelgeflecht ebenfalls wieder tiefer ins Wasser gebracht, das Schilf kann sich selbst an der Frontal-seite des Westwindangriffes wieder nach vorwärts entwickeln.



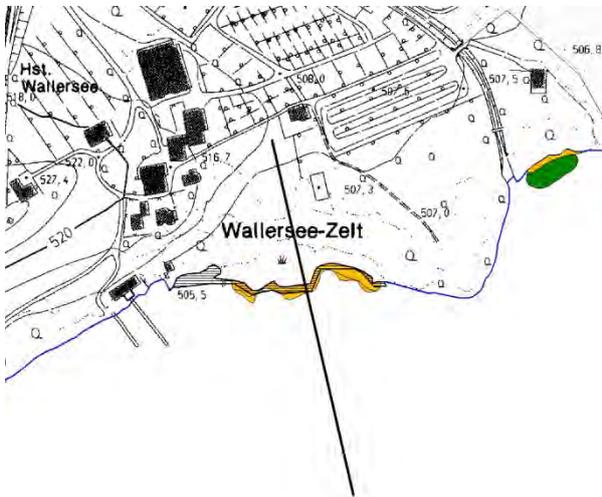
Abb. 22: Unterschiede in den Bestandesgrößen der Schilfbestände zwischen Frühsommer und Herbst 2007 (die gelben Flächen stellen den Schilfbestand im Juli, die roten jenen im September und grün das Landschilf dar). Die Seezugänge durch das Landschilf werden permanent freigehalten. Quellen: SAGIS, ICRA 2008, GRÜN3 GMBH 2011.



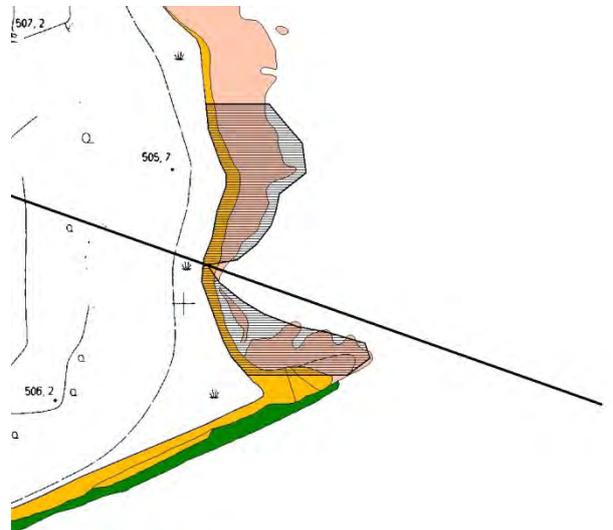
Transecte 1 und 2 (Naturschutzgebiet Wenger Moor)



Transect 3 (Naturschutzgebiet Wenger Moor)



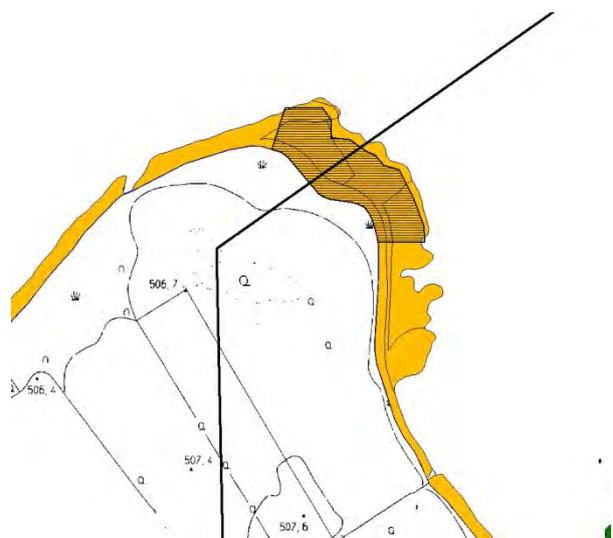
Transect 4 (Wallersee – Zell am Wallersee)



Transect 5 (Naturschutzgebiet Bayrhamer Spitz)



Transect 6 (Naturschutzgebiet Bayerhamer Spitz)



Transect 7 (Naturschutzgebiet Fischtaginger Spitz)

Abb. 23: Lokalisierung der "Keidl-Transecte". Die schwarz schraffierten Flächen beiderseits der Transecte entstammen der Verschneidung der 1993 vermessenen seeseitigen Außengrenze der Schilf- und Binsenvorkommen mit der Uferlinie. Die farbigen Flächen beschreiben die Bestandsareale von Schilf (orange), Binsen (rosa) und Schwimmblattpflanzen (dunkelgrün) der Aufnahme 2007. Grafik: ICRA 2008

An Transekt 5 gab es nach der Seespiegelanhebung mehrmals bei Eisbruch starken Eisstoß durch starken Ostwind, der vermutlich zu Verletzungen der Wurzelbereiche der Binsen geführt hat. Eine wahrscheinliche Erklärung für den Rückzug der Binsenbestände (s. auch Abb. 15 und 24).

An Transekt 6 führte die Aufgabe der ufernahen Schilfmahd ebenfalls wieder zu erstarkten Schilfbeständen, welche sich deutlich seewärts entwickeln (s. Abb. 1 und 2).

An Transekt 7 führte die Seespiegelanhebung gleichermaßen zu einem Erstarren der Schilfbestände und einem deutlichen Vorwachsen ins Flachwasser (Abb. 52, 59).

### 5.1.3 Flächenbilanzen der Ufervegetation des Wallersees nach ökosystemarer Auswertung der Bootskartierung mit Wasserschilf-Landschilf-Abgrenzung an der HW<sub>2</sub>-Linie (siehe auch Karten Thema 4 und 5)

Das Verschieben der Abgrenzung der Wasserschilf-(=Reinschilf-)Flächen von den Landschilfflächen von der fiktiven Kote 506,00 (bei der Bootsvermessung von ICRA) zur botanisch korrekten Kote 506,50 (HW<sub>2</sub>), eine sehr wichtige Erkenntnis, welche aus den Auswertungen der Transektkartierungen gewonnen werden konnte, brachte den großen Flächenumbruch zu Gunsten des Wasserschilfes (Tabelle 14, Karte

Thema 4). Die Landschilfflächen verringerten sich dadurch von 30 ha auf 13,2 ha.

Die Bootskartierung der Schilf- und Schwimmblattbestände erfolgte 2007 Ende September, ein Orthofoto-Flug fand am 15.7.2007 statt. Der Vergleich dieser beiden Aufnahmetermine bei der digitalen Auswertung der Vegetationseinheiten ergab Differenzen bei den Wasserschilfbeständen vor den besiedelten Seeuferbereichen und beim Ausmaß der Schwimmblattbestände. Weiters konnten am Luftbild die tatsächlichen Grenzen des dichten Schilfbestandes zu lockeren Beständen beim Wasserschilf deutlich erkannt werden.

Tab. 14: Vergleich der Bilanzen emerser Makrophyten zwischen der Erstaufnahme mittels Bootsbefahrung (ICRA 2007, angenommene Wechselzone zw. Land- und Wasserschilf bei MW) und der weiteren Bearbeitung mit an die ökologischen Verhältnisse angepasster Land-Wasserschilf-Wechselzone bei HW<sub>2</sub> (GRÜN3 GMBH).

Flächenänderungen der Bilanzen aus der Bootsvermessung nach der ökosystemaren Bearbeitung	ICRA 2001	ICRA 2006	ICRA 2007	ICRA 2008	Grün3 2011
	Flächen (in ha)	Flächen (in ha)	Flächen (in ha)	Flächen (in ha)	Flächen (in ha)
<b>Bestandsklassen</b>	<b>Bootsvermessung</b>			<b>Begehung Luftbild</b>	<b>Ökosystemare Bearbeitung</b>
<i>durchwachsender Schilfbestand bis zur jeweils vermessenen landseitigen Mähgrenze</i>					
<b>Landschilf</b>				<b>29,98</b>	<b>13,24</b>
<b>Gebüsch</b> (meist im Schilfbereich)				<b>4</b>	
<b>Abgrenzung Reinschilf</b>			<i>von 506,00 seewärts</i>		<i>von 506,50 seewärts (HW<sub>2</sub>)</i>
<b>Wasserschilf</b>	9,84	9,59	<b>9,60</b>		<b>30,86</b>
Dichter Schilfbestand	5,65	7,67	7,65		26,59
Lockerer Schilfbestand	4,19	1,24	1,27		3,08
Schilfbestand in Horste aufgelöst	nicht gesondert erfasst				0,52
Einzelhalme	nicht gesondert erfasst	0,68	0,68		0,67
<b>Binsen</b>	1,71	1,46	<b>1,46</b>		<b>1,46</b>
Dichter Binsenbestand	0,22	0,06	0,06		0,06
Lockere Binsenbestand	1,49	1,40	1,40		1,40
Einzelhalme	nicht gesondert erfasst				nicht ges. erfasst
<b>Schwimmblattzone</b>	4,00	3,98	<b>3,97</b>		<b>4,02</b>
<b>Submerse Makrophyten</b>				<b>13,96</b>	

Im Vergleich der Jahre 2001 und 2007 hat eine deutliche Verdichtung der Schilfbestände stattgefunden und es haben das lockere Schilf und die Einzelhalme abgenommen, was den durch die Seespiegelanhebung für die Schilfvegetation verbesserten ökologischen Bedingungen zuzuschreiben ist. Die genauere Trennung der dichten Schilfbestände von den lockeren über Luftbildauswertung (GRÜN3 2011) brachte eine weitere, ökologisch wesentliche Veränderung. Der tatsächliche Bestand an Lockerschilf im Wasser 2007 erhöhte sich durch die detaillierte Luftbildauswertung gegenüber der Bilanz von ICRA (2007) um den Faktor 2,4 von 1,27 ha auf 3,08 ha (Tab. 14).

Mit der ergänzenden Detailkartierung aus dem Luftbild wurde darüber hinaus über den gesamten See eine weitere Fläche von ca. 0,52 ha von in Horste aufgelösten Schilfbereichen ermittelt, bevorzugter Lebensraum der Wasservögel, Nistbereich der Rohrweihe. Ein Grund, warum seit einigen Jahren wieder Rohrweihen im Schilfgürtel des Wallersees beobachtet werden (C. KAPPELLER, mündl. Mitt. 2011).

Der Zeitpunkt der Vermessung im Herbst 2007 war vermutlich ein Grund für die 2007 leicht geringeren Flächenausdehnungen bei den Teichrosen (Tab. 9 und 14); es handelt sich allerdings nur um wenige hundert Quadratmeter. Im September beginnen mit den sinkenden Wassertemperaturen die Schwimmblätter abzusterben und bei Wellenangriff zu zerfallen,

während sie im Juli (Luftbild) in vollem Wuchs stehen.

Im Luftbild vom 15.7.2007 waren die nach der Seespiegelanhebung wieder neu entstandenen Schilfbestände vor den Wochenendhäusern und Seepromenaden noch weitgehend unberührt und in Wuchs. Während des Sommers wurden in das sich eben erst entwickelnde Schilf vor zahlreichen Bootseinfahrten und Badezugängen breite Schneisen in das Land- und Wasserschilf geschnitten, die bei der im Herbst stattgefundenen Vermessung der Fa. ICRA parzellenscharf nachgewiesen wurden (siehe Abbildung 23). Die Grenze zwischen Land- und Wasserschilf liegt bei dieser Aufnahme wieder methodisch bedingt bei der Kote 506,00m.

Nach ökosystemarer Bearbeitung (Tab. 14) werden im Uferbereich des Wallersees 2010 ca. 13 ha Landschilf, 3,4 ha Gebüsch, welches meist im Schilfbereich steht, ca. 31 ha Wasserschilf (bis zur Kote HW2) und 1,5 ha Binsen ermittelt. Daran schließen sich ca. 4 ha Schwimmblattpflanzen und 14 ha untergetauchte Wasserpflanzen an. Die dominante Vegetationseinheit im Makrophytengürtel des Wallersees stellt in der nach ökologischen Kriterien überarbeiteten Bilanz jedenfalls das Wasserschilf mit seinem dichten Bestand dar, gefolgt von den untergetauchten Wasserpflanzen, dem Landschilf, den Schwimmblattpflanzen, dem Gebüsch und den Binsen.

## 5.2 Hydrologische Kennwerte, Wassertiefen an der Schilffront und Bestandstiefen des Schilfgürtels am Wallersee

In Tab. 15 sind die hydrologischen Kennwerte der Wasserspiegelveränderungen vor und nach der Wiederanhebung des Seespiegels sowie die landseitigen und seeseitigen Ausbreitungsgrenzen des Wasserschilfes im Bereich der Naturschutzgebiete zusammengestellt.

Der Vergleich mit den hydrologischen Kenndaten vor und nach der Seespiegelanhebung in Verbindung mit der mittleren Wellenhöhe von 0,4 m am See und damit einem Wassertiefenbereich von ca. 1,2 m für einen zerstörenden Wellenangriff an den windexponierten Uferpartien zeigt die hydraulische Belastung der Stirnseite der Schilffront bei den am Wallersee

vorherrschenden Ost- und Westwinden (JÄGER 2015). Besonders deutlich zeigt sich dies an der sehr flachen Ostseite des Bayerhamer Spitzes, an der die seeseitige Schilffront bis fast zur früheren Mittelwasserkote zurück gewichen ist. Wie schon erwähnt, ist an diesem Uferbereich auch häufiger Eisstoß mechanische Ursache für den Schilfrückgang und die Fluktuation bei den Binsenflächen. Der überwiegende Teil der Front der Schilfbestände wurzelt nach der Spiegelanhebung 1999 wieder in 0,9 bis 1,5m Wassertiefe, bezogen auf MW (Tab. 15).



Abb. 24: Binsen und niederes Schilf vor der hohen Schilffront werden am Bayerhamer Spitz oft bei Ostwind zur Zeit des Eisbruches vom Eis überfahren (2010). Siehe auch Abb. 15. Foto: Paul JÄGER

Tab. 15: Ausbreitungstiefen des Wasserschilfes vor den Naturschutzgebieten im Wallersee, alle Koten in m ü. A.

Naturschutzgebiete	Fischtaginger Spitz	Bayerhamer Spitz	Wenger Moor	Hydrologische Kenndaten 1976-1999/2000-2008		
Ausbreitungstiefen Wasserschilf	Höhenkoten in m über Adria			Zeitreihen Hydrographischer Dienst 1976-1999 2000-2008		
<b>Grenze zu Landschilf</b>	506,50	506,50	506,50	506,45	506,45	HW <sub>2</sub>
				505,59	505,80	MW
Virtuelle Grenzlinie zwischen Modell Seewanne und Geländemodell sowie aufnahmetechnische Grenze Landschilf / Wasserschilf bei Bootsmessung ICRA und 1993 geplante neue MW Kote				506,00		
				505,21	505,52	MNW
	Ostseite/Nordseite	Südseite/Ostseite	W-Seite/Südseite	505,10	505,35	NNW
<i>Seeseitige Schilffront</i>	504,90	504,90 505,50	504,40 504,2			
Vorderste Bestände			503,70			

Die Auswertung der Schilfgrenzen normal zur Uferlinie ergibt nach der Seespiegelanhebung vor den Naturschutzgebieten mittlere Bestandestiefen des Wasserschilfes von 65 – 82 m, dazu kommen 12 – 34 m Landschilf nach der Erhebung 2007 (Tab. 16). Nachdem aber ab 2010 am Bayerhamer Spitz und im Wenger Moor die „Grüne Linie“ als Grenze der

Landschaftspflege strikt einzuhalten ist, können in diesen Uferbereichen nunmehr auch beim Landschilf Bestandestiefen von 41 bis 49 m erreicht werden. In den Landschilfbereichen ist allerdings das Aufkommen eines ausgedehnten Weidengürtels zu erwarten. Eine naturnahe Vegetationszonierung im Uferbereich des Wallersees ist damit wieder möglich.

Tab. 16: Mittlere Bestandestiefen der Schilfbestände in den Naturschutzgebieten am Wallersee

Mittlere Bestandestiefe der Schilfbestände in m			
Bestandstyp	Fischtaginger Spitz	Bayerhamer Spitz	Wenger Moor
Mögliche mittlere Bestandestiefe Landschilf von Kote 506,50 landwärts bis "Grüne Linie"	40	41	49
Vorhandene mittlere Bestandestiefe Landschilf von Kote 506,50 landwärts (2007)	12	21	34
mittlere Bestandestiefe Wasserschilf von Kote 506,50 seewärts	82	65	71
Wasserschilf nach Bootskartierung von Kote 506,00 inkl. Einzelhalme	70	44	37

### 5.3 Potentielle Laichareale und Fischeinstände vor und nach der Seespiegelanhebung

Hechte laichen nach der bekannten Literatur und nach Beobachtungen am Wallersee während und nach der Eisschmelze im Frühjahr, von März und April und nützen die beim Frühjahrsschmelzhochwasser überfluteten lockeren Schilfbereiche hinter

den dichten Schilffronten. Sie laichen in 0,3 bis 0,7 m Wassertiefe in den oft mit Unterwuchs durchsetzten lockeren Schilfbeständen, meiden aber überstaute Flächen ausgemähter Schilfbestände mangels Struktur zum Anheften der Eier und später der Brut.



Abb. 25: Rogner mit zwei Milchnern im lockeren durchwachsenen Altschilf beim Laichspiel am Bayerhamer Spitz im März 2009.  
Foto: Martin FINSTER

Mit der Seespiegelanhebung werden nunmehr zur Schneeschmelze wieder höhere Wasserstände im See beobachtet. Waren zwischen 1959 und 1999 die Laichaktivitäten bei Spiegelhöhen um 506,0 m zu beobachten, so konnte 2009 das Abbläuen der Hechte im März und April bei Wasserständen von 506,50 m, etwa HW2, verfolgt werden.

In Tab. 17 ist der Gewinn an potentiellm Laichareal für Hechte durch die Seespiegelanhebung 1999 tabellarisch dargestellt. Waren vor der Seespiegelanhebung 8 ha an potentiellen Laicharealen im Wallersee ver-

fugbar, so vergrößerten sich diese Flächen nach der Seespiegelanhebung bei nun höherem Überstau auf 13 ha oder um 60 %.

Vergleicht man die seeseitigen Schilfausbreitungsgrenzen aus Tab. 15 mit den Koten der potentiellen Laichareale in Tabelle 17, so zeigt sich, dass nun das gesamte Laichareal von Kote 504,8 bis Kote 506,1 einen reinen Wasserschilfbestand aufweist. Beobachtungen zeigen, dass aber nur Standorte mit lockeren Schilfbeständen von den Hechten als Laichareale angenommen werden.

Tab. 17: Potentielle Laichareale mit Schilfbestand für Hechte im Wallersee nach Gebieten, Tiefenstufen und Aktivierungswasserstand (ICRA 2009)

Gebiete	Tiefenstufen	Flächen in ha	Aktivierungswasserstände
			im See bis seeseitige Schilffront nutzbar ab 0,3 – 0,5 m Überstau
Naturschutzgebiet Fischtaginger Spitz	504,8 – 505,3	1,07	505,60
	505,3 – 505,7	0,64	506,00
	505,7 – 506,1	0,94	506,40
	Alle Stufen	<b>2,65</b>	
Naturschutzgebiet Bayerhamer Spitz	504,8 – 505,3	2,12	505,60
	505,3 – 505,7	1,04	506,00
	505,7 – 506,1	1,61	506,40
	Alle Stufen	<b>4,77</b>	
Naturschutzgebiet Wenger Moor	504,8 – 505,3	1,40	505,60
	505,3 – 505,7	0,88	506,00
	505,7 – 506,1	1,38	506,40
	Alle Stufen	<b>3,66</b>	
Restliche Uferbereiche	504,8 – 505,3	0,43	505,60
	505,3 – 505,7	0,56	506,00
	505,7 – 506,1	1,05	506,40
	Alle Stufen	<b>2,04</b>	
Wallersee gesamt	504,8 – 505,3	4,99	505,60
	505,3 – 505,7	3,13	506,00
	505,7 – 506,1	5,00	506,40
	Alle Stufen	<b>13,12</b>	

Aus fischökologischer Sicht kommt damit dem Erhalt der Wasserschilfbereiche um den Wallersee, welche bis zur Kote der HW2 (506,50) reichen, höchst ökologische Priorität zu. Jede Schilfmahd auf solchen Flächen ist eine direkte Schädigung des Tier- und Pflanzenbestandes des Sees nach dem WRG 1959

und damit gegen die öffentlichen Interessen am Erhalt der ökologischen Funktion der für den ökologischen Zustand des Sees maßgeblichen Uferbereiche. Diese Uferbereiche liegen am Wallersee seewärts der „Grünen Linie“ und sind damit als besonders schützenswert der natürlichen Sukzession überlassen.

Tab. 18: Emerse Makrophyten am Wallersee 2001 und 2007 ab 50 cm Wassertiefe seewärts, bezogen auf Kote 506,00 (ICRA 2009)

Bestandsklassen	ICRA 2001 (in ha)	ICRA 2007 (in ha)	Differenz ** (in %)
Dichter Schilfbestand	<b>2,5</b>	<b>3,9</b>	+53,8
Lockerer Schilfbestand	<b>3,3</b>	<b>0,9</b>	-71,7
Schilf Einzelhalme	*--	<b>0,62</b>	*--
Dichter Binsenbestand	<b>0,22</b>	<b>0,06</b>	-72,7
Lockerer Binsenbestand	<b>1,2</b>	<b>1,12</b>	-7,2
Binsen Einzelhalme	*--	0	*--
Schwimtblattpflanzen	<b>3,89</b>	<b>3,84</b>	-1,2

\* Die Bestandsklasse "Lockerer Schilfbestand" wurde erst bei der Aufnahme 2006 weiter differenziert: Bestände, die so weitaufgelockert sind, dass sie keinen einigermaßen geschlossenen Bestand aufweisen, wurden von da an zu der Klasse "Schilf Einzelhalme" zusammengefasst. 2001 sind diese Bestände der Klasse "Lockerer Schilfbestand" zugeschlagen worden.

\*\* Die Differenzwerte beinhalten die Änderungen von 2001 auf 2007, Abnahme oder Zuwachs, in Prozent. Basis dieses Vergleichs sind die Werte der Aufnahme der emersen Makrophyten im Jahr 2001.

Der Bereich des Wasserschilfs einschließlich Binsenbestand mit mehr als 50 cm Wassertiefe, bezogen auf die Kote 505,60 m minus 50 cm nach Tab. 17, hatte vor der Seespiegelanhebung ein Flächenausmaß von ca. 3,0 ha. Er wurde durch die Seespiegelanhebung auf die Kote 505,80 m im Jahr 2000 auf ca. 5,6 ha vergrößert.

Die Auswertung der Bestandsklassen von Wasserschilf und Binsen nach Tabelle 18, das jedenfalls ab einer Seespiegelkote von 505,50 m ü. A. unter Wasser steht, ergibt nach den Bootsvermessungen im Vergleich der Jahre 2001 und 2007 eine deutliche Verdichtung der Schilfbestände, das lockere Schilf und die Einzelhalme haben abgenommen. Die Bestandsflächen von Schilf und Binsen verringerten sich um etwa 10 % von 7,2 ha auf 6,6 ha. Einige windexponierte Schilf- und Binsenflächen sind in diesen Jahren Opfer von Eisstoßereignissen geworden. Der Wasserschilfbereich von der Vorderkante der Schilffront bis zur jeweiligen MW-Kote hat sich durch die Seespiegelanhebung von ca. 6,6 auf rund 9,4 ha Seefläche erweitert. Die potentiellen Laichareale für Hechte

vergrößerten sich durch die Spiegelanhebung von 8 ha auf 13 ha.

Für 2007 können rund 5,6 ha Schilf und Binsen, 4 ha Teichrosen und 14 ha untergetauchte Wasserpflanzen im Wallersee bilanziert werden, welche der Fischfauna des Sees nach der Seespiegelanhebung bei Mittelwasser mit Wassertiefen von mehr als 50 cm (505,80 m minus 50 cm) Lebensraum sowie Laich- und Gelegeflächen bieten (aus Tab. 18 und 14). Vor der Seespiegelanhebung waren es bei Rückrechnung aus Tab. 17 etwa 1/3 weniger an fischökologisch nutzbaren Schilf- und Binsenflächen. Auch ufernahe Teichrosenbestände waren damals oft weniger als 50 cm im Wasser (Abb. 29 und 30). Allerdings kann das Schilf in den wenigen Jahren der Seespiegelanhebung das noch vorhandene potentielle Areal im Flachufer des Sees noch nicht in größerem Umfang wiederbesiedeln. Die Tendenz ist weiter steigend, da die seeseitige Schilfausbreitung sicherlich noch anhält. Wir beobachten derzeit nur ein Momentbild einer sehr dynamischen Entwicklung.

## 5.4 Schilfausbreitung entlang der Transekte

### 5.4.1 Erhebungsdaten 1993, 1999, 2006 und 2009

In den Jahren 1993 (WIESNER 1995), 1999 (HEBERLING 2000), 2006 sowie 2009 wurde die Schilfausbreitung entlang der Transekte 1 bis 7 untersucht. Die Basisaufnahme von 1993 (WIESNER 1995) ist auf 7 Grafiken (Abb. 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23) dargestellt. Die Vermessungen bis zum Jahr 2006 erfolgten mit Hilfe herkömmlicher Technik der Landvermessung (Theodolith), im Jahr 2009 wurde erstmals ein modernes GPS-Gerät zur Wiederauffindung bzw. Neuvermessung der einzelnen Schilfzonen verwendet. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Schilfbestände sich zwischen 1993 und 2006 teilweise bereits veränderten (s. u.). Es konnte aber sowohl 1999 als auch 2006 noch die Grundstruktur der Zonierungen der Erstaufnahme aus dem Jahr 1993 erkannt werden. Im Jahr 2009 zeigten sich jedoch vor

allem an den längeren Transekten stärkere Änderungen hinsichtlich Ausbreitung und Dichte der Schilfzonierung. Deshalb wurde ab 2009 für die verbale Beschreibung der Schilfbestände an den Transekten eine neue Untergliederung erstellt ohne Bezug auf die 1993 gemessenen Entfernungsangaben (WIESNER 1995) landeinwärts bzw. seewärts definierten Nullpunktes am jeweiligen Transekt. Die Abbildungen 28, 33, 38, 42, 46, 50 und 54 zeigen diese neuen Zonierungen im Vergleich mit jenen der vorigen Erhebungen. Die grünen Signaturen für „Übergang Landschilf“ und „Landschilf“ wurden bei den Erhebungen 2009 zum Zwecke eines höheren Detaillierungsgrades der Darstellung eingeführt, bei den älteren Erhebungen sind diese Kategorien unter den Legenden für „Schilf dicht“ und „Schilf locker“ zu finden.

## Kartierung Transekt 1 Wenger Moor Ost



Abb. 26. Wenger Moor Ost, Schilfransekt 1, „Gelbe Linie“. Foto 2010: Paul JÄGER

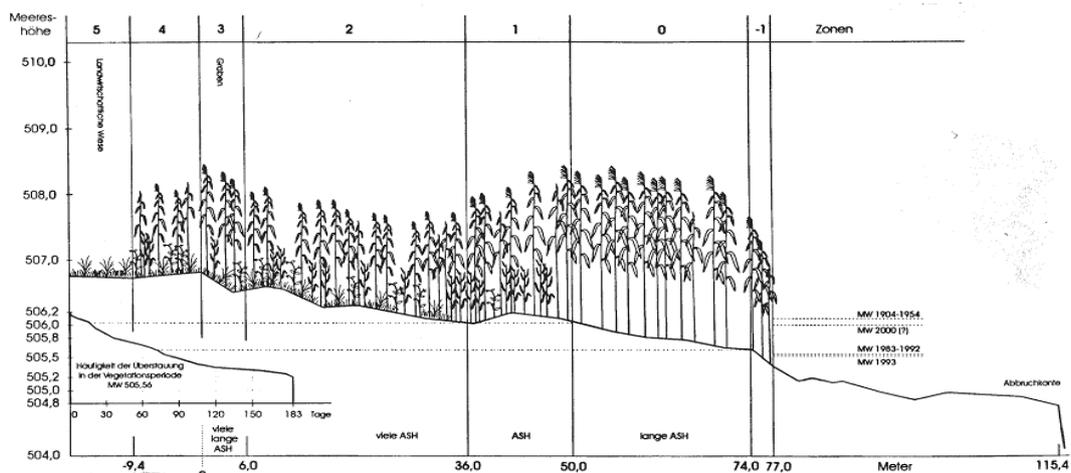


Abb. 27: Schilfzonengrafik Transekt 1 (aus WIESNER 1995)



Abb. 28: Transekt 1, Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GmbH), nicht maßstäblich zu Abb. 27

## TRANSEKT 1:

Bestandsaufnahme 1999 (Verifizierung WIESNER-Aufnahme 1993):  
(k. V. = keine Veränderung gegenüber den Angaben bei WIESNER 1995)

Beschreibung vom Land ins Wasser

-9,4 bis 0	Schilf vereinzelt um ca. 2 m weiter landwärts
0 bis 6,0	Graben, k. V.
6,0 bis 36,0	k. V.
36,0 bis 50,0	ASH (AltSchilfHalme), leicht ansteigende Höhe, k. V.
50,0 bis 74,0	viele ASH, teils geknickt, k. V.
74,0 bis 77,0	kräftiges, hochwüchsiges Schilf, k. V.
77,0 bis ca. 81,0	Schilf um etwa 4 m weiter seewärts reichend
nach 6 - 7 m	vereinzelt Binsen ( <i>Scirpus lacustris</i> )

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

6,0 bis 36,0	sehr viele ASH, abgeknickt am Boden liegend und Aufkommen von Rohrglanzgras ( <i>Phalaris arundinacea</i> )
77,0 bis ca. 81,0	Schilf truppweise vorkommend, etwa 50 % direkt am Wurzelstock abgebrochen



Abb. 29: Wenger Moor, Bereich Transekt 1, Auflösung des vor 30 Jahren noch geschlossenen Schilfgürtels, die Teichrosen stehen aus dem Wasser und bilden keine Schwimmblätter oder Blüten mehr aus.  
Foto 1991: Paul JÄGER



Abb. 30: Die Teichrosen fluten wieder, das Schilf wird stärker, die Horste dehnen sich aus. Foto 2010: Paul JÄGER

Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

Beschreibung vom Wasser zum Land

- Zone 1: Insel Wasserschilf
- Zone 2: Lücke
- Zone 3: Insel Wasserschilf
- Zone 4: Lücke
- Zone 5: Vorgelagerter Wasserschilfbestand niedriger als nächste Zone und schütterer
- Zone 6: Wasserschilf Hochständerzone
- Zone 7: Wasserschilf in gleicher Höhe landwärts verlaufend – dicht und hoch
- Zone 8: Übergangszone Wasser-/Landschilf (allmählich Krautschicht aufkommend, am Schilf optisch keine Habitus-Änderung erkennbar)
- Zone 9: Schilf allmählich leicht schütterer und geringfügig niedriger; Krautschicht im Unterwuchs allmählich stärker aufkommend, mehr Seggen/Wolfstrapp/Simse im Bestand
- Zone 10: Schilf mit nur noch etwa 15 % Deckung, Schwertlilie, Seggen u.a. Streuwiesenarten dominieren die Vegetation

## Kartierung Transekt 2 Wenger Moor West



Abb. 31: Wenger Moor Ost, Schilftransekt 2, „Gelbe Linie“. Foto 2010: Paul JÄGER

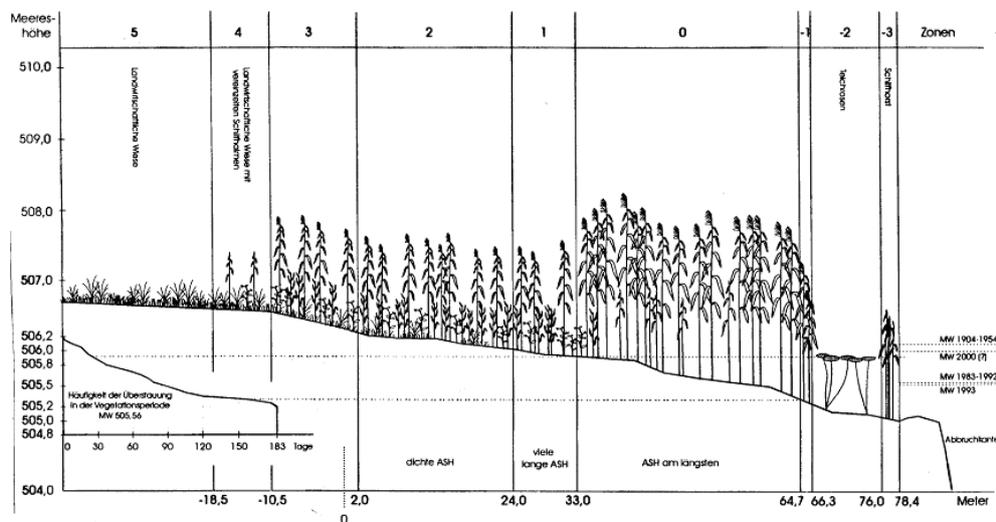


Abb. 32: Schilfzonengrafik Transekt 2 (aus: WIESNER 1995)

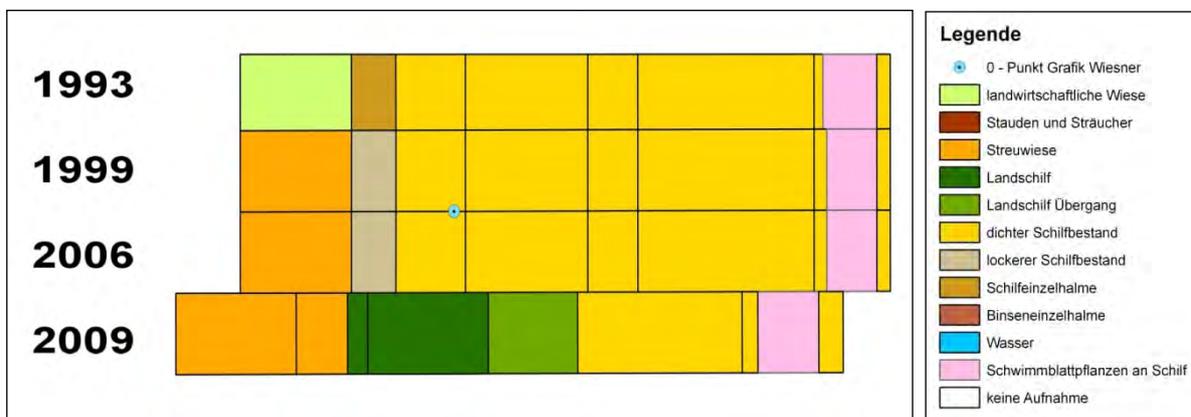


Abb. 33: Transekt 2 – Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GMBH.)

## TRANSEKT 2:

Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils 1999:

### Beschreibung vom Land ins Wasser

-18,5 bis -10,5	k. V.
-10,5 bis 2,0	ASH auch hier (allerdings weniger als im nachfolgenden Abschnitt), sonst k. V.
2,0 bis 24,0	k. V. (dichte ASH)
24,0 bis 33,0	k. V. (viele lange ASH)
33,0 bis 64,7	k. V. (ASH am längsten)
64,7 bis 66,3	Schilf um etwa 0,7 m weiter landeinwärts reichend (etwa bis 67,0 m)
67,0 bis 76,0	Schwimblattvegetation k. V.
76,0 bis 78,4	Schilfhorste k. V.

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

2,0 bis 24,0 viele liegende ASH, starkes Aufkommen von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*)  
64,7 bis etwa 67,0 Schilf dort truppweise wachsend

Abb. 34: Wenger Moor, Transekt 2, schwebende Wurzelstöcke zeigen die zerstörende Kraft der Wellenenergie nach 20 Jahren Seespiegelabsenkung. Foto 1991: Paul JÄGER



Abb. 35: Wenger Moor, 10 Jahre nach der Wiederanhebung des Seespiegels treibt der Schilfwurzelstock wieder an der Vorderkante aus, einzelne Halme treiben bereits vor dem Altstock aus. Foto 2010: Paul JÄGER

Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

### Beschreibung vom Wasser zum Land

- Zone 1: Insel Wasserschilf
- Zone 2: Seerosenbestand
- Zone 3: Vorgelagerter Wasserschilfbestand niedriger als nächste Zone und schütterer
- Zone 4: Wasserschilf Hochständerzone
- Zone 5: Übergangszone Wasser-/Landschilf (allmählich Krautschicht aufkommend), Schilf geringfügig niedriger, sonst optisch kaum Habitus-Änderung erkennbar
- Zone 6: Landschilf, etwas niedriger, mit zahlreichen Seggen, Gilbweiderich und weiteren feuchte-/nässeliebenden Krautschichtarten
- Zone 7: Landschilf schütterer, Eindringen zahlreicher Streuwiesenarten wie Pfeifengras etc.
- Zone 8: Streuwiese mit Schilf
- Zone 9: Streuwiese ohne Schilf

## Kartierung Transekt 3 Wenger Moor West



Abb. 36: Wenger Moor West, Transekt 3, „Gelbe“ und „Grüne Linie“. Links im Bild wurde widerrechtlich noch einmal Streuwiesenmäh seewärts der „Grünen Linie“ betrieben. Hier wird sich nun eine Erlen-Bruchwald-Übergangszone zum Wald ausbilden. Foto 2010: Paul JÄGER

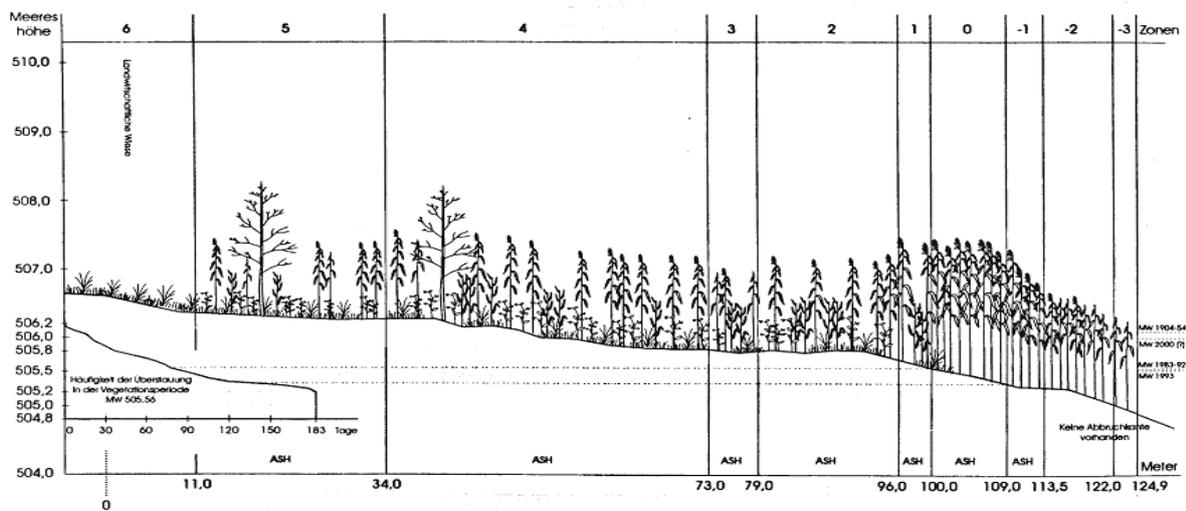


Abb. 37: Schilfzonengrafik Transekt 3 (aus: WIESNER 1995)

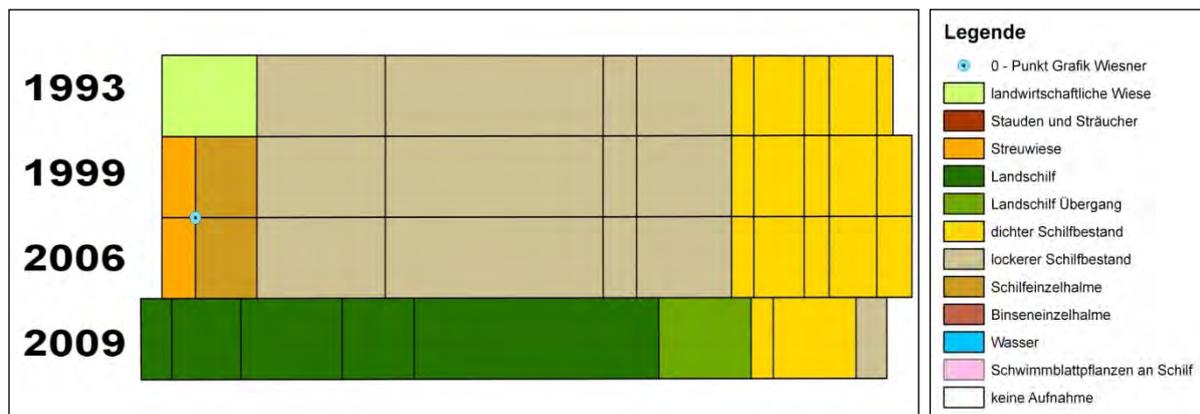


Abb. 38: Transekt 3 – Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GMBH.)

### TRANSEKT 3:

Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils 1999:

#### Beschreibung vom Land ins Wasser

0 bis 11,0	beginnende bzw. zunehmende Verbuschung mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Frangula alnus</i>
11,0 bis 34,0	Schilf, allerdings nicht besonders dicht und starkwüchsig (k. V.)
34,0 bis 73,0	k. V.
73,0 bis 79,0	k. V.
79,0 bis 96,0	k. V.
96,0 bis 100,0	k. V.
100,0 bis 109,0	k. V.
109,0 bis 113,5	k. V.
113,5 bis 122,0	k. V.
122,0 bis 124,9	Schilfbestand um etwa 3,4 m weiter nach seewärts bis etwa 128,3 m

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

79,0 bis 96,0	Hochständerzone reicht etwa bis 80,0
96,0 bis 100,0	auch hier Hochständerzone (landwärts gewandert)
100,0 bis 109,0	etwa 50 % der Halme etwa 5 bis 10 cm über Grund abgebrochen



Abb. 39: Das Wengert Moor mit Transekt 3 zwischen Eisbach (West) und Wallerbach (Ost). Foto 2010: Paul JÄGER

Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

#### Beschreibung vom Wasser zum Land

Zone 1: Wasserschilf schütter

Zone 2: Wasserschilf dichter

Zone 3: Wasserschilf Hochständerzone (mit allerdings nur relativ geringem Höhenunterschied zu vorher)

Zone 4: Übergangszone Wasser-/Landschilf, allmählich Krautschicht aufkommend mit Seggen, Rohrglanzgras, etc.

Zone 5: am Schilf optisch keine Habitus-Änderung erkennbar, auch nicht in der Bestandshöhe

Zone 6: Schilfbestandsdichte und -höhe etwas geringer, neben zahlreichem Vorkommen von Rohrglanzgras und Gelber Schwertilie auch Aufkommen erster Faulbaumgebüsche

Zone 7: Schilfbestandsdichte und -höhe etwas geringer, Krautschicht und Gebüsche hingegen dichter

Zone 8: Schilfbestandsdichte und -höhe nochmals etwas geringer, Krautschicht und Gebüsche hingegen nochmals dichter, mit Totholz vom Faulbaum und hohem Anteil an Schwertilie und Seggen

Zone 9: Schilf nur noch vereinzelt, Schwarzerle dominant

## Kartierung Transekt 4 Wallersee Zell



Abb. 40: Wallersee Zell, Transekt 4, „Gelbe Linie“ und „Grüne Linie“ gehören zu Wenger Moor. Foto 2010: Paul JÄGER

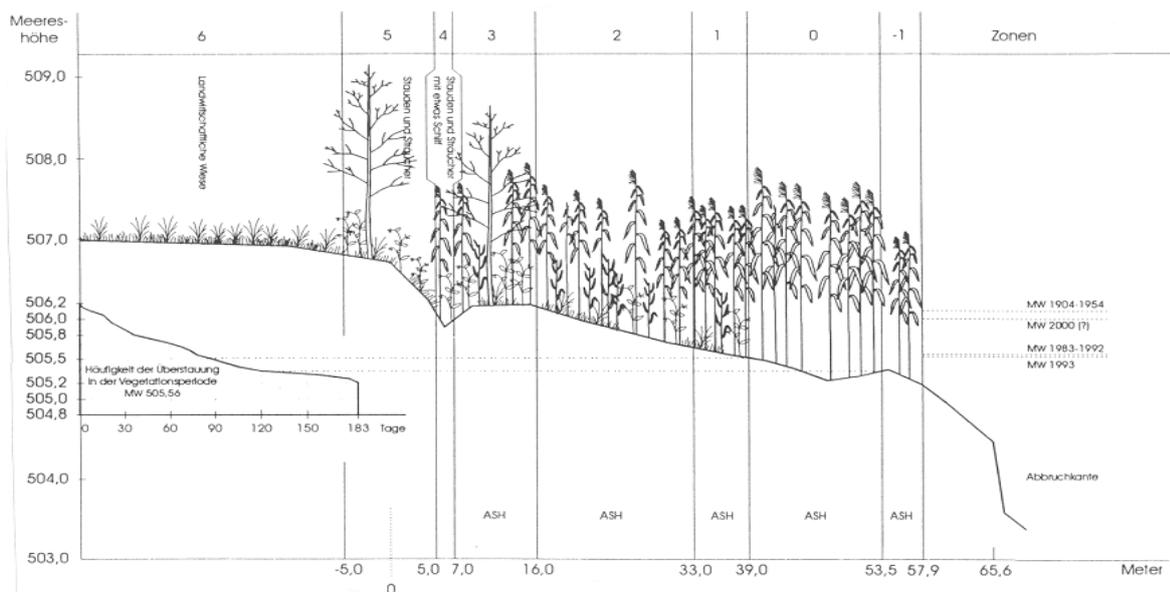


Abb. 41: Schilfzonengrafik Transekt 4 (aus WIESNER 1995)

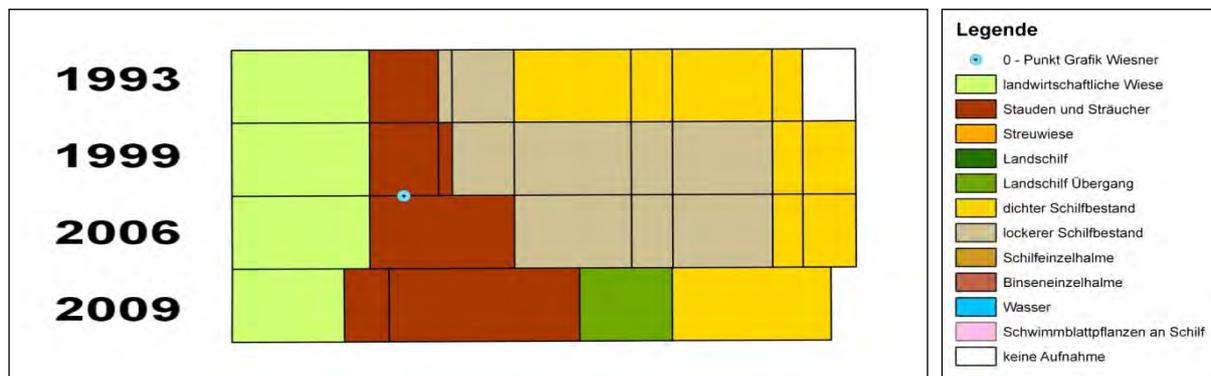


Abb. 42: Transekt 4 – Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GMBH.)

#### TRANSEKT 4:

Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils 1999:

##### Beschreibung vom Land ins Wasser

-5,0 bis 5,0	k. V.
5,0 bis 7,0	keine Unterteilung getroffen, ehemals verwachsener Graben
7,0 bis 16,0	eher weniger ASH, Bestand relativ dicht, allerdings nicht sonderlich kräftiger Wuchs
16,0 bis 33,0	k. V.
33,0 bis 39,0	k. V.
39,0 bis 53,5	Krautschicht bis 41 m feststellbar ( <i>Carex elata</i> +), sonst k. V.
53,5 bis 57,9	k. V.

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

-5,0 bis 16,0	ehemals verwachsener Graben, Baum-/Gebüschstreifen aus Birke, Esche, Walnuss und verschiedenen Weidengebüschen, dazwischen befinden sich nur noch vereinzelte Halme von Schilf bzw. Rohrglanzgras
16,0 bis 33,0	Schilf zurückgedrängt, Rohrglanzgras dominant, dazwischen einige Großseggen und Gelbe Schwertlilie
33,0 bis 39,0	Schilf liegend, mit dem hier ebenfalls dominierenden Rohrglanzgras verwachsen
39,0 bis 53,5	Schilf zeigt Krüppelwuchs und zum Teil große Lücken, zum Teil knapp über dem Boden abgebrochen
53,5 bis 57,9	Schilf +/- truppweise wachsend, nach draußen aufgelockert



Abb. 43: Die Schilffront in Wallersee Zell, Transekt 4. Foto 2008: Paul JÄGER

Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

##### Beschreibung vom Wasser zum Land

Zone 1: Wasserschilf Hochständerzone

Zone 2: Übergangszone Wasserschilf/Landschilf mit ersten Krautschichtarten im Unterwuchs (v. a. Rohrglanzgras)

Zone 3: Gebüsch – Grauweidenbestand

Zone 4: Gebüsch und Bäume – Weiden, Eschen, Birken

Zone 5: Landwirtschaftliche Wiese (Mähwiese, mehrschürig)

## Kartierung Transekt 5 Bayerhamer Spitz



Abb. 44: Bayerhamer Spitz, Transekt 5, „Gelbe“ und „Grüne Linie“. Foto 2010: Paul JÄGER

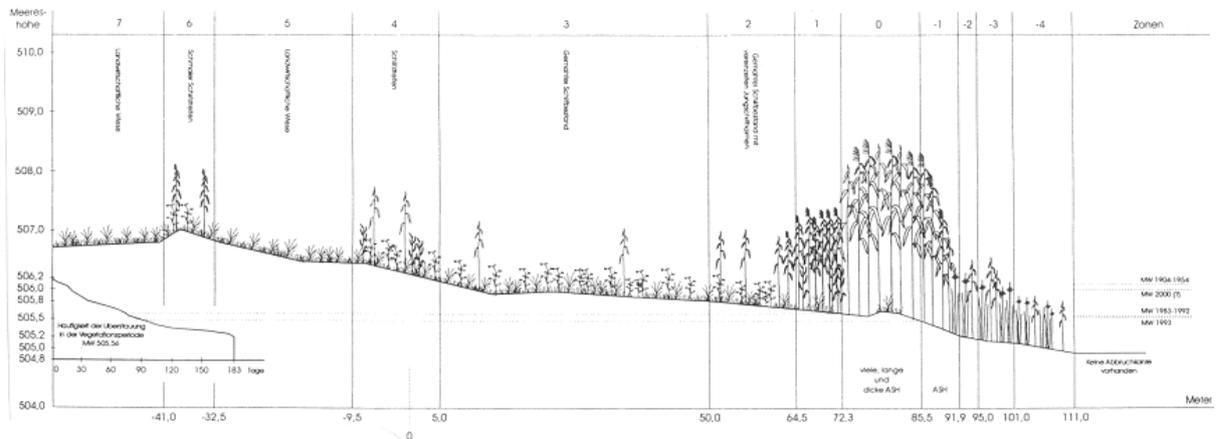


Abb. 45: Schilfzonengrafik Transekt 5 (aus WIESNER 1995)

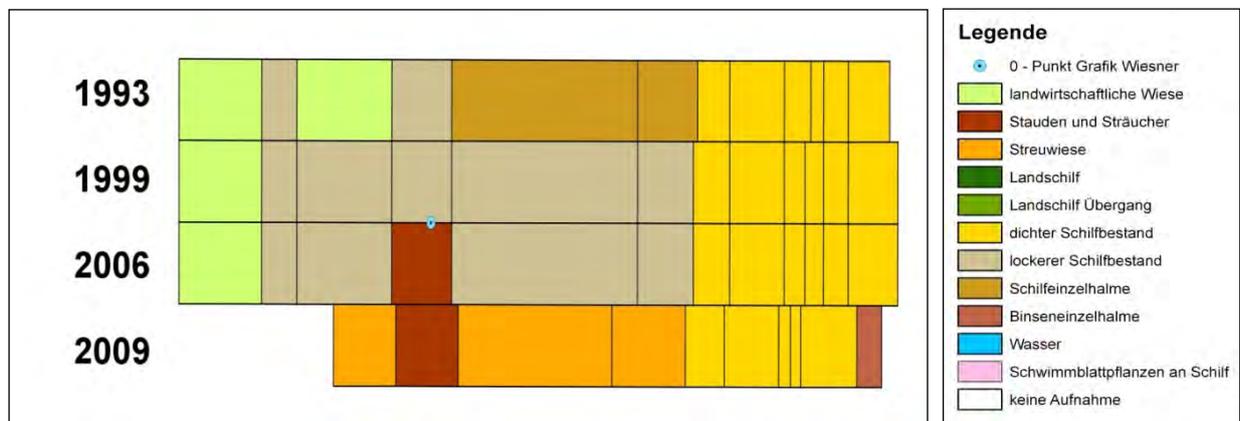


Abb. 46: Transekt 5 – Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GMBH), Transekt nicht maßstäblich

## TRANSEKT 5:

Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils 1999:

### Beschreibung vom Land ins Wasser

bis -41,0	landwirtschaftliche Wiese (k. V.)
-41,0 bis -32,5	Hochstauden, mit Schilf durchsetzt
-32,5 bis -9,5	Hochstauden mit vereinzelt Schilf (früher landwirtschaftliche Wiese)
-9,5 bis 5,0	Hochstauden/Schilf/seitl. zu beiden Seiten Gehölze
5,0 bis 50,0	Streuwiese mit Wollgräsern und vereinzelt Schilf (früher gemähter Schilfbestand)
50,0 bis 64,5	Streuwiese mit vereinzelt Schilf (früher gemähter Schilfbestand mit vereinzelt Jungschilfhalmen)
64,5 bis 72,3	dichtes Schilf mittlerer Höhengruppe: um etwa 1 m weiter landwärts bis 63,5 m
72,3 bis 85,5	Hochständer-Schilf (dicht, kräftiger Wuchs) (k. V.)
85,5 bis 91,9	neu: bis etwa 90,5 m; gleich wie 72,3 m - 85,5 m, nur mit etwas mehr ASH
91,9 bis 95,0	neu: 90,5 m bis 95m: Schilf schütterer und niedriger
95,0 bis 101,0	nochmals geringfügig niedriger bei etwa gleicher Dichte wie bis 95,0 m
101,0 bis 111,0	neu: Seeseitiges Ende des Schilfgürtels etwa 2 m nach außen gewandert bis 113 m

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

-9,5 bis 5,0 Mittlerweile Gehölzgürtel (Grauweidengebüsch)



Abb. 47: Die Schilfmahd im Wasserschilfbereich ist seit einem Jahr beendet. Die ersten Überstände überwintern.  
Foto 2011: Paul JÄGER

Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

### Beschreibung vom Wasser zum Land

- Zone 1: Wasserschilf schütter mit größeren Löchern dazwischen, Bestandshöhe niedrig
- Zone 2: Wasserschilf höher und dichter als in voriger Zone
- Zone 3: Wasserschilf nochmals höher (zur Hochständerzone ansteigend) und dichter als weiter seewärts
- Zone 4: Wasserschilf Hochständerzone
- Zone 5: Wasserschilf, gleiche Höhe wie Hochständerzone, sehr dicht
- Die Übergangzone Wasserschilf/Landschilf wurde 2009 letztmalig ausgemäht!
- Zone 6: Streuwiese mit Schilf, jährliche Mahd 2009 beendet.
- Zone 7: Streuwiese mit vereinzelt Schilfhalmen, die jährliche Schilfmahd wurde 2010 beendet
- Zone 8: Weidengebüsch, „Grüne Linie“, markiert ein altes Uferkliff aus der Zeit vor der Spiegelabsenkung 1886/87
- Zone 9: Streuwiese

## Kartierung Transekt 6 Bayerhamer Spitz



Abb. 48: Bayerhamer Spitz, Transekt 6, „Gelbe“ und „Grüne Linie“. Foto 2010: Paul JÄGER

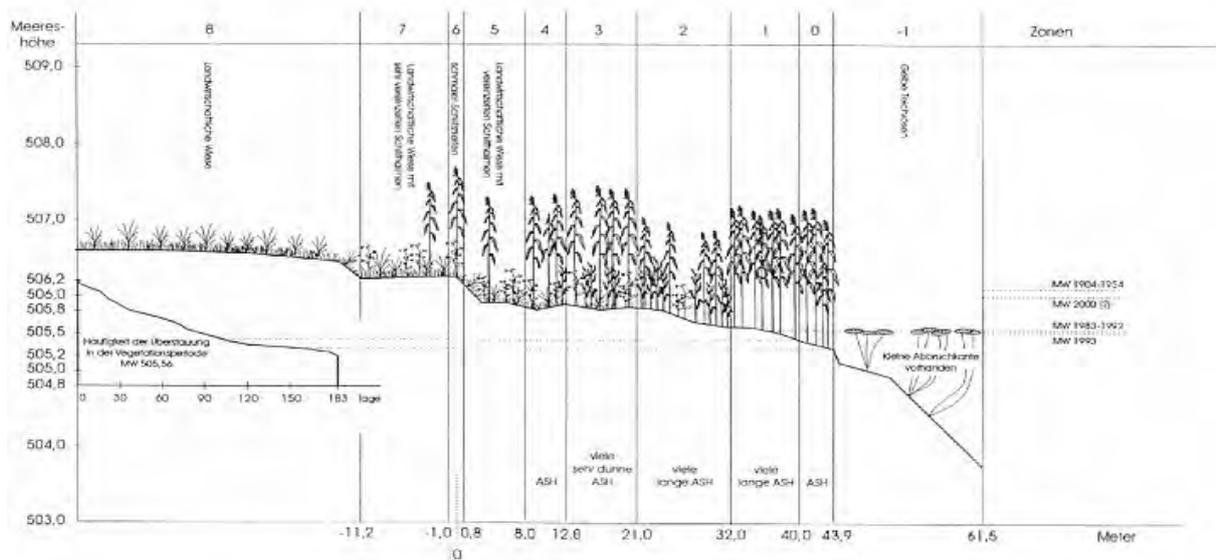


Abb. 49: Schilfzonengrafik Transekt 6 (aus: WIESNER 1995)

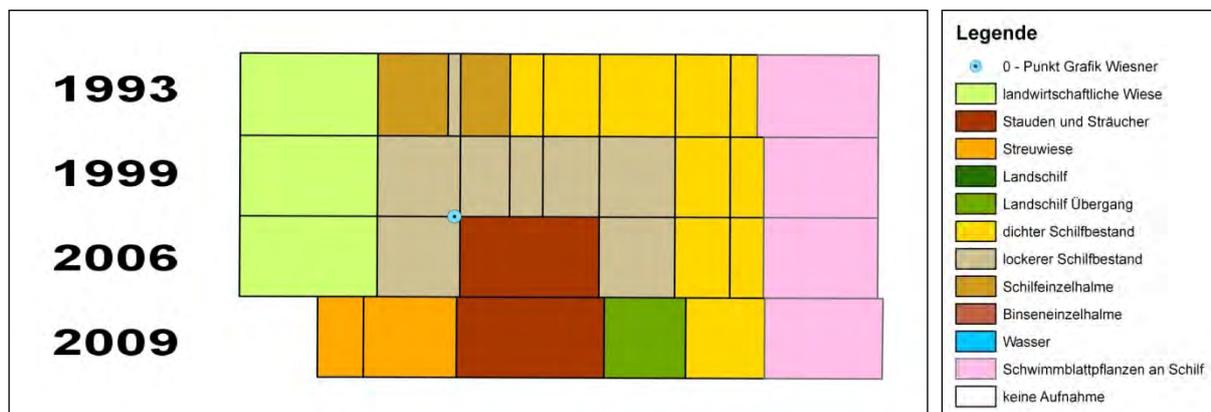


Abb. 50: Transekt 6 – Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GMBH).

## TRANSEKT 6:

Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils 1999:

### Beschreibung vom Land ins Wasser

-11,2 bis -1,0	statt landwirtschaftlicher Wiese Hochstaudenflur
-1,0 bis 0,8	schmaler Schilfstreifen existiert nicht mehr, dafür von -11,2 m bis etwa 0,8 m kleinräumiges Mosaik mit Hochstauden, Schilf, Seggen und niederen Weidenbüschen ( <i>Salix cinerea</i> )
0,8 bis 8,0	wie bis 0,8, Schilf verdichtet sich allmählich
8,0 bis 12,8	Schilf mit ASH, durchschnittliche Vitalität
12,8 bis 21,0	Schilf mit ASH, durchschnittliche Vitalität (wie bis 12,8)
21,0 bis 32,0	Schilf mit ASH, durchschnittliche Vitalität (wie bis 21,0 m), Schilf aber nicht niedriger wie bei WIESNER 1995
32,0 bis 40,0	wie 21,0 bis 32,0 m
40,0 bis 43,9	Schilf etwa 1 m weiter seewärts bis 44,9 m
43,9 bis 61,5	Schwimmblatt k. V.

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

0,8 bis 21,0	mittlerweile dichtes Grauweidengebüsch mit vereinzelt Schilfhalmern unterschiedlicher Größe und Stärke dazwischen, Übergang land- und seewärts fließend
--------------	---



Abb. 51: Bayerhamer Spitz, Graben 2 öffnet sich in den See. Über solche Wasserwege nahe beim Transekt 6 gelangen bei Frühjahrshochwasser die Hechte zu ihren Laichplätzen, den überstauten lockeren Altschilfflächen. Foto 2010: Paul JÄGER

### Transekt 6: Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

#### Beschreibung vom Wasser zum Land

- Zone 1: Wasserschilf
- Zone 2: Übergangzone Wasserschilf / Landschilf; viele liegende Halme und Rohrglanzgras(Windangriff!)
- Zone 3: Grauweidengebüsch
- Zone 4: Streuwiese mit zahlreich Schilf und Gelber Schwertlilie
- Zone 5: Streuwiese mit vereinzelt Schilfhalmern
- Zone 6: Feuchtwiese, nährstoffreich

## Kartierung Transekt 7 Fischtaginger Spitz



Abb. 52: Fischtaginger Spitz mit Fischach und Klauswehr, Transekt 7, „Gelbe“ und „Grüne Linie“. Foto 2010: Paul JÄGER

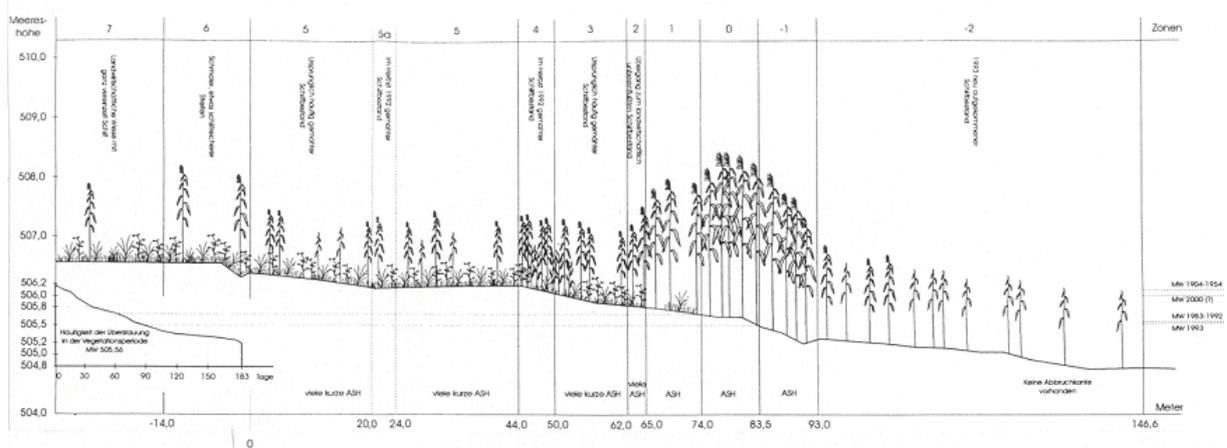


Abb. 53: Schilfzonengrafik Transekt 7 (aus WIESNER 1995)

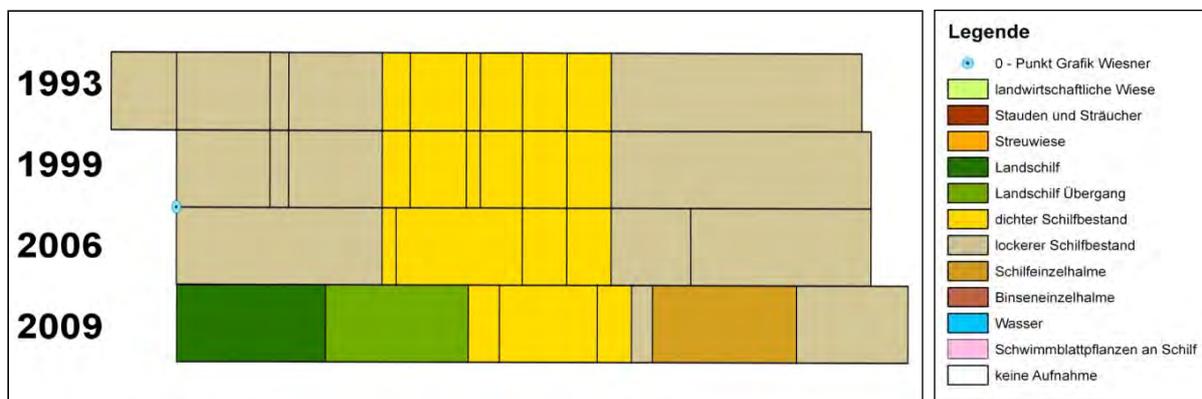


Abb. 54: Transekt 7, Schilfzonierungen der Aufnahmen 1993, 1999, 2006 und 2009 im Vergleich (GRÜN3 GMBH), nicht maßstäblich vergleichbar

## TRANSEKT 7:

Bestandsaufnahme (Verifizierung) entlang des Profils 1999:

### *Beschreibung vom Land ins Wasser*

bis 14,0	k. V.
-14,0 bis 0	k. V.
0 bis 20,0	Streuwiese und Schilf, letzteres überwiegt eher, kurze ASH, keine Nutzung mehr
20,0 bis 24,0	wie 0 bis 20
24,0 bis 44,0	wie 0 bis 24
44,0 bis 50,0	wie 24 bis 44 (bei WIESNER 1995 dichter Schilfstreifen)
50,0 bis 62,0	Schilf etwas höher und dichter, mit Seggen durchsetzt; ASH
62,0 bis 65,0	Schilf noch etwas höher und dichter als zuvor, ASH
65,0 bis 74,0	Schilf sehr dicht und relativ hoch (bei WIESNER 1995 schütterer), ASH
74,0 bis 83,5	Schilf Hochständerzone (k. V.)
83,5 bis 93,0	Bestand wieder niedriger (k. V.)
93,0 bis 146,6	etwa 2 m weiter seewärts etwa bis 148,6 m

Bestandsaufnahme 2006 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 1999:

ab 44,0	Schilf wird landwärts allmählich etwas dünner und etwas niedriger, allerdings mit vereinzelten hohen Halmen dazwischen; es sind keine Wuchsgrenzen mehr erkennbar 62,0 bis 65,0 Niedrigerwerden der Halme nicht mehr so extrem wie ursprünglich, Halmhöhe Richtung Land hin +/- fast gleich
ab 74,0	Schilf landwärts mit Seggen im Unterwuchs
83,5 bis 93,0	Bestand nicht niedriger werdend Richtung See (Hochständerzone hat sich nach draußen ausgedehnt), allerdings lokal abgebrochene Halme
93,0 bis 110	Halmhöhe gleich bleibend wie weiter landwärts (Hochständerzone hat sich nach draußen ausgedehnt), aber Bestand etwas schütterer
110,0 bis etwa 150	Halmhöhe gleich bleibend wie weiter landwärts, (Hochständerzone hat sich nach draußen ausgedehnt), allerdings abnehmende Bestandesdichte

Bestandsaufnahme 2009 – Veränderungen zur Bestandsaufnahme von 2006:

### *Beschreibung vom Wasser zum Land*

- Zone 1: Wasserschilf schütter
- Zone 2: Wasserschilf -Stoppelfelder
- Zone 3: Wasserschilf schütter und niedrig
- Zone 4: Wasserschilf mäßig dicht, ansteigende Halmhöhe
- Zone 5: Wasserschilf Hochständerzone, mäßig dicht
- Zone 6: Wasserschilf Hochständerzone, sehr dicht
- Zone 7: Übergangszone Wasserschilf/Landschilf, Bestandshöhe und -dichte leicht abnehmend, Krautschicht im Unterwuchs aufkommend (vorwiegend Seggen)
- Zone 8: Landschilf mit erneut leicht abnehmender Bestandshöhe und -dichte, Seggen im Unterwuchs zunehmend
- Zone 9: Landschilfzone wie zuvor (seeseitig), aber mit ersten Gebüschaufkommen (vorwiegend Faulbaum)
- Zone 10: Grauerlen-Faulbaumgebüsch
- Zone 11: Schwarzerlenbruch
- Zone 12: Birken-Faulbaum-Jungwuchs auf Hochmooruntergrund
- Zone 13: Graben/Streuwiese



Abb. 55: Die Schattenlinie markiert ein altes Uferkliff aus der Zeit vor der ersten Seespiegelabsenkung 1886/87. Hier wird noch auf einem Schilfstreifen von der „Grünen Linie“ seewärts bis 2014 gemäht, dann gilt die „Grüne Linie“ als Mähgrenze. Bei Frühjahrshochwasser ist diese Fläche ein optimales Hecht-Laichareal, wenn das Altschilf stehenbleibt. In dieser Form wird es nicht angenommen (JÄGER & FINSTER 2015). Foto 2011: Paul JÄGER



Abb. 57: Transekt 7 – ausgedehnter, einheitlicher Schilfbestand, im Hintergrund hochwüchsige Zone (Pfeil) erkennbar (2009). Foto: Oliver HEBERLING

Abb. 56: Transekt 7 im Herbst 2006, hier ist bereits deutlich erkennbar, dass sich der Verlauf entlang des Transekts gut entwickelt hat und die 1993 von Wiesner erfassten Abschnittsgrenzen langsam verschwinden. Foto: Oliver HEBERLING



Die typische „Hochständerzone“ (Zone der besten Wüchsigkeit), welche vor der Seespiegelanhebung nur eine Breite von wenigen Metern im Bereich zwischen einer Wassertiefe von 0,5 m bzw. der Wasseranschlaglinie (MW) aufgewiesen hat, verschwindet allmählich zu Gunsten eines breiten, hochwüchsigen, sehr vitalen Schilfbestandes, der weiter landwärts reicht. Die

zahlreichen vor der Seespiegelanhebung erkennbaren deutlichen Abstufungen der Halmhöhen Richtung Land (vgl. WIESNER 1995, HEBERLING 2000) verschwinden ebenfalls allmählich und werden durch eine markante Abstufung zwischen Wasser- und Landschilf ersetzt (Abb. 50 und 51).

#### 5.4.2 Schilfausbreitung vor und nach der Wiederanhebung des Seespiegels

Am Wallersee ergab sich die seltene Möglichkeit, die Uferentwicklung eines Sees, dessen Seespiegel mehrmals abgesenkt und dann wieder angehoben wurde, vor und nach der Wiederanhebung seines Wasserspiegels zu beobachten.

Die Tabelle 5 in Kapitel 5.1.1 zeigt, dass am Wallersee mit knapp 85 % Flachufer (Uferneigung bis 1:5) ein großes Potential für schilfbestockte Ufer zur Verfügung steht. Der Steiluferanteil (Uferneigung ab 1:5) von etwa 15 % ist fast zur Gänze auf anthropogene Veränderungen bzw. Verbauungen zurückzuführen (Tabelle 6). Auf mehr als 53 % der Uferlinie (Tabelle 7) grenzt im Bereich der Uferlinie natürliche Vegetation an (39 % Schilf und 14 % Sträucher).

Bei jenen Flächenbilanzen der Ufervegetation, die mittels Bootsvermessung durchgeführt wurde, zeigt sich im Vergleich mit jenen Daten aus dem Jahr 1993 (WIESNER 1995) folgendes Bild:

Aus dem Vergleich der Zahlen von 1993 und 2008 ergibt sich eine sehr starke Zunahme der Verbuschung innerhalb des 1993 definierten Areals eines geschossenen landseitigen Schilfbewuchses. Der Zuwachs von ca. 1,9 ha entspricht einem Plus von rund 230 %. Somit hat sich die verbuschte und verholzte Fläche in diesem Zeitraum mehr als verdoppelt, was auf das Mähverbot seeseitig der grünen Linie (siehe Kap. 3.1) zurückzuführen ist.

Beim Vergleich der Aufnahme des Jahres 2001 mit jener der Jahre 2006 und 2007 ist die starke Zunahme bei der Klasse "Dichter Schilfbestand", verbunden mit einer starken Abnahme bei der Klasse "Lockerer Schilfbestand" auffällig. Das Wasserschilf zeigte bei diesen Aufnahmen 6 bzw. 7 Jahre nach der Seespiegelanhebung eine deutliche Zunahme in der Halmzahl pro Quadratmeter.

Bei der Bootsvermessung 2007/2008 zeigte sich, dass seit der Untersuchung 1993 über den gesamten See betrachtet ein Trend zur seeseitigen Ausbreitung und Verdichtung der Bestände zu erkennen ist. Bei der letzten Vermessung 2009 an den 7 Transekten zeigt sich an diesen 7 untersuchten Standorten ein unterschiedliches Bild: Bei Transekt 1, 6 und 7 bestätigt sich dieser Trend zur seeseitigen Ausbreitung, an den übrigen Transekten wich die seeseitige Ausbreitungsgrenze der Schilffront etwas zurück.

Der Vergleich mit den hydrologischen Kenndaten vor und nach der Seespiegelanhebung in Verbindung mit der mittleren Wellenhöhe von 0,4 m am See und damit einem Wassertiefenbereich von ca. 1,2 m für einen zerstörenden Wellenangriff an den windexponierten Uferpartien erklärt die hydraulische Belastung der Stirnseite der Schilffront bei den am Wallersee vorherrschenden Ost- und Westwinden (JÄGER 1974, 2015). Häufige Eisstöße im Winter dürften ein weiterer Grund für das Zurückdrängen des Wasserschilfs in einigen Bereichen sein.

Auf Basis der Bootsvermessung wurde über Luftbilddauswertung nachträglich eine genauere Trennung der dichten Schilfbestände von den lockeren durchgeführt. (Kap 5.1.2). Die Grenze zwischen Land- und Wasserschilf (Schilf mit/ohne begleitender Krautschicht) wurde von der Mittelwasserlinie (bei der Bootsvermessung) auf die Kote des zweijährlichen Hochwassers, die aufgrund der Vegetationsaufnahmen an den Transekten als Grenze zwischen Land- und Wasserschilf hervorgegangen ist, verschoben. Dies brachte eine wesentliche Veränderung in den Flächenbilanzen, die hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutung von großer Relevanz ist. Der tatsächliche Bestand an Lockerschilf 2007 erhöhte sich durch die detaillierte Luftbilddauswertung gegenüber der Bilanz von ICRA (2007) um den Faktor 2,4 von 12,7 ha auf 30,8 ha.

Ergänzend ist festzuhalten, dass im Vergleich der Jahre 2001 und 2007 auf jeden Fall eine deutliche Verdichtung der Schilfbestände stattgefunden hat. Das Schilf breitet sich auch wieder seewärts aus (Abb. 59). Das lockere Schilf und die Einzelhalme haben abgenommen, was den durch die Seespiegelanhebung für die Schilfvegetation verbesserten ökologischen Standortbedingungen (Wellenklima) zuzuschreiben ist.

Zusammen mit den Flächen der Einzelhalme ergeben sich in der Bilanz für 2007 somit ca. 37,5 ha lockere Schilfflächen. Mit der ergänzenden Detailkartierung aus dem Luftbild wurde darüber hinaus über den gesamten See eine weitere Fläche von ca. 5,2 ha an in Horste aufgelösten Schilfbereichen ermittelt. Dieser Lebensraum ist für eine Reihe von Wasservögeln wie die Rohrweihe wichtiger Nistplatz und Lebensraum (JÄGER 2015).



Abb. 58: Neuer Schilfaustrieb an alten Standorten an der Uferpromenade in Neumarkt nach Wiederanhebung des Seespiegels. Foto 2010: Paul JÄGER

Interessant für die Entwicklung der Seeufer ist auch das neuerliche Aufkommen des Schilfs in den Uferbereichen vor den Seepromenaden bei Henndorf und Neumarkt (Aufnahme ICRA 2007) an Stellen, wo vor Jahrzehnten bereits Schilf stand. Dieses Schilf wurde erst von den senkrechten Ufermauern langsam zerstört, dann wurden mit dem Promenadenbau die Ufermauern gekröpft und die Promenade mit grobem Schotter und flacher Böschung über die ehemaligen Schilfbereiche geschüttet. Mit der Wiederanhebung des Seespiegels treibt das Schilf an den alten Standorten wieder aus. Es zeigt sich bei der vorliegenden Untersuchung, dass es sich beim Lebensraum Schilf um ein kurzfristig doch recht dynamisches System handelt, bei dem sich nachhaltige Veränderungen erst über einen Zeitraum vielen Jahren stabilisieren. Leider werden, wie es sich beim Vergleich zwischen Luftbild (Juli) und den Vermessungsdaten der Fa. ICRA (September) zeigte, von den Anwohnern bereits wieder Schneisen als Badezugänge und Bootswege in den neu entstehenden Schilfgürtel geschnitten (Abb. 23).

**Die Veränderungen an den Transekten von 1993 bis 2009 zeigen die Abbildungen 28, 33, 38, 42, 46, 50 und 54, die zusammengefasst wie folgt beschrieben werden können:**

An **Transekt 1** (Abb. 28) zeigt sich bei der letzten Vermessung 2009 (GPS), dass die Schilfzone an sich zwar weiter seewärts gewandert ist, dafür aber auch größere Wasserflächen im Bestand aufweist – vermutlich bedingt durch einen größeren Eisstoß. Auf beiden Seiten des Transekts befinden sich am seeseitigen Ende Schwimmblattpflanzen (nicht erfasst, da außerhalb des Transektbereiches), die 1999 und 2006 vorgefundenen lockeren Binsenbestände waren 2009 allerdings wieder verschwunden (ev. ebenfalls durch den Eisstoß bedingt).

Die rasche und starke Auflösung der vor den Seespiegelabsenkungen noch kräftigen Schilffront ist auf die Veränderung des Wellenklimas nach den Spiegelabsenkungen und den intensiven Ostwindangriff auf diesen Uferbereich zurückzuführen (Abb. 29 und 35). Es folgt Richtung Land ein dichter Schilfbestand und da nicht mehr so weit an das Seeufer herangemäht wurde, konnte sich anstatt der Streuwiese mit Schilfhalm sukzessive der Landschilfbestand weiter nach hinten ausbreiten, was in Abbildung 28 deutlich zu sehen ist. Aus der landwirtschaftlichen Wiese (1993) wurde über die Zwischenstufe der Streuwiese (1999, 2006) wieder ein Schilfbestand. An diesem Transekt kann man also von einem Verschieben der Zonierung nach hinten sprechen, gleichwie sich das Schilf ebenso deutlich auch wieder an der seeseitigen Front ausdehnen konnte. Im Ostteil des Wenger Moores östlich des Wallerbaches gibt es nur die „Gelbe Linie“, keine „Grüne Linie“.

**Transekt 2** (Abb. 33) stellt in deutlicher Form die durch die Anhebung des Seespiegels erwartete Verschiebung der Zonierung landeinwärts dar. Hier scheint sich innerhalb der letzten 10 Jahre das ökologische Gleichgewicht – an die geänderten Umweltbe-

dingungen angepasst – rasch wieder eingestellt zu haben. Die vorderste Schilffront würde wahrscheinlich auch hier etwas weiter in den See reichen, dürfte aber durch Eisstoß wie am benachbarten Transekt 1 zurückgedrängt worden sein. Im Ostteil des Wenger Moores östlich des Wallerbaches gibt es nur die „Gelbe Linie“, keine „Grüne Linie“.

Auch bei **Transekt 3** (Abb. 38) zog sich die seeseitige Schilfgrenze leicht zurück. Es lockerte sich der Bereich an der Front etwas auf. Die Gründe hierfür dürften ebenfalls bei der Seespiegelanhebung bzw. winterlichen Eisstößen liegen. Eine Abklärung könnten weitere Untersuchungen in einigen Jahren bringen. Das Landschilf jedenfalls reicht aufgrund der weiter nach hinten verschobenen Mähgrenze ebenfalls weiter landeinwärts. Auffällig ist an diesem Transekt auch die stärkere Verbuschung im hinteren Landschilfbereich mit Faulbaum und Schwarzerle sowie einem hohen Deckungsgrad an Seggen und Schwertlilie in der begleitenden Krautschicht. Beides drängt das Schilf hier allmählich etwas in den Hintergrund. Die „Grüne Linie“ wird als Grenze der Streuwiesenmäh eingehalten.

Die seeseitige Grenze des Schilfbestandes an **Transekt 4** (Abb. 42) hat sich 2009 ebenfalls geringfügig nach hinten verschoben, das Wasserschilf an sich war aber 2009 dichter und kräftiger. Der Gehölzstreifen mit Weiden, Birken und Eschen im Bereich der Landschilfzone dehnte sich relativ stark aus und verdrängte das Schilf. Keine „Grüne Linie“, da Strandbadbereich.

An **Transekt 5** (Abb. 46) ist die seeseitige Schilfgrenze gegenüber den Aufnahmen von 1993 bis 2006 ebenfalls etwas nach hinten gewandert, bedingt vermutlich durch massive winterliche Eisstöße. Dafür haben sich die Binsenbestände in diesem Bereich ausgedehnt und reichen jetzt bis in die Transektlinie, weshalb sie bei der Transektvermessung 2009 erstmals in der Grafik aufscheinen. Dieser Uferbereich ist gleich wie Transekt 7 stark dem Ostwindangriff ausgesetzt.

Dieser Transekt zeigt ganz deutlich die Auswirkung der Schilfmäh: Es wird hier bereits seit längerer Zeit knapp hinter der Wasserschilfgrenze gemäht, was zur Folge hat, dass das Schilf im Verlauf der Jahre ziemlich verschwunden ist: Während diese Zone – ursprünglich das typische Landschilf (dominiert von Schilf, mit begleitender Krautschicht im Unterwuchs) – bei der Erhebung von 1993 (WIESNER 1995) noch von zahlreichen Schilfhalm durchsetzt war, ist in diesem Bereich mit Ausnahme des landseitigen Randbereiches zum angrenzenden Gebüsch hin derzeit kaum mehr ein Schilfhalm zu finden. Dieses Gebüsch hat sich auf einem Uferkliff aus der Zeit vor der ersten Spiegelabsenkung 1886/87 neu entwickelt und war bei den Aufnahmen von 1993 noch nicht vorhanden.

An diesem Transekt bestätigt sich, dass das seeseitige Zurückweichen des Schilfes bzw. die offensichtliche Instabilität des Bestandes, wie in der Literatur beschrieben (OSTENDORP 1987), mit dem jährlich ge-

mähten Landschilf dahinter in Zusammenhang steht. Eine Beobachtung des Bestandes nach Einstellen der Mahd wird fundierte Aussagen darüber bringen. Die „Grüne Linie“ folgt dem alten Uferkluft (Abb. 44) und gilt seit 2010 als Mähgrenze. Die Schilfmahd wurde 2010 eingestellt, 2011 finden sich auf den Flächen schon Altschilfhalme (Abb. 47).

An **Transekt 6** (Abb. 50) hat sich die seeseitige Schilfgrenze seit 1993 zwar nur gering aber stetig etwas Richtung See geschoben. Der dichte Schilfbestand landseitig hat sich nach Verschiebung der Mähgrenze weiter Richtung Land hin verschoben. Weiters sehen wir hier ein schönes Beispiel für die Zunahme der (Grauweiden-) Gebüsche innerhalb der Schilfbestände (siehe auch Kap. 5.1.2, Tab. 11, 12 und Abb. 21). Betrachtet man diesen Transekt nach synökologischen Gesichtspunkten, so scheinen die Weidengebüsche im Bereich von HW2 bzw. weiter landwärts stabilisierende Wirkung für die Schilfzonen zu haben! Die „Grüne Linie“ wird seit Jahren als Mähgrenze eingehalten (Abb. 1 und 48). Dies ist der Grund für die landseitig zunehmende Verbuschung als Folge der gewünschten natürlichen Sukzession.

Auch an **Transekt 7** (Abb. 54) hat sich die seeseitige Schilffront seit 1993 stetig in Richtung See hinein

verschoben, weshalb die Zonen des Wasserschilfs größer wurden. Die größte Zunahme erfolgte in den letzten 5 Jahren. Allerdings wurde in diesem Zeitraum das Schilf lokal hinter der vordersten Schilffront etwas dünner und löste sich z. T. in Einzelhalme auf, was vermutlich auf winterliche Eisstöße zurückzuführen ist. Im vordersten Bereich ist die Wassertiefe noch größer, weiter landwärts „schürfen“ bei entsprechendem Wasserstand die Eisplatten direkt im Bereich der Schilfrhizome dahin und erzeugen so eine hohe mechanische Belastung, der die Rhizome vermutlich teilweise nicht standhalten können.

Der dichte Schilfbestand (Wasserschilf-Hochständerzone) hat sich Richtung See verschoben, ein wohl sicheres Zeichen dafür, dass die mit der Seespiegelanhebung seit dem Jahr 2000 verbesserten hydrologischen Standortbedingungen auch zur Verbesserung der Stabilität und Vitalität der uferbegleitenden Schilfzonen in dieser dem starken Ostwindangriff ausgesetzten Uferpartie beitragen. Die dem Schilf heute weit vorgelagerten Teichrosen auf Abb. 59 markieren die ehemalige seeseitige Grenze der Schilffront, wie sie auch JÄGER (1974, Abb. 22) noch dokumentiert. Links unten im Bild erkennt man erste wieder vorwachsende Schilfkeile, ebenso am Fischtaginger Spitz rechts von der Bildmitte.



Abb. 59: Die dem Schilf nun weit vorgelagerten Teichrosen am Fischtaginger Spitz standen vor den Seespiegelabsenkungen noch direkt an der Schilffront (JÄGER 1974, Abb. 22). Foto 2010: Paul JÄGER

Im direkten Bereich des Transekts 7 gibt es keine Schilfmahd seewärts der „Grünen Linie“, sehr wohl aber im größeren Uferbereich des Fischtaginger Spitzes (Abb. 53 und 55). Im nördlichen Bereich des Fischtaginger Spitzes, Richtung Seeabfluss, wird die Streuwiesenmahd bis 2014 im gesamten Bereich bis zur „Grünen Linie“ zurückgenommen. In diesem Bereich wurden die ehemaligen Streuwiesen zu Zeiten des niederen Seespiegels vielfach aufgeschüttet. Hier war eine lange Aushagerungsphase wichtig, um den Nährstoffüberschuss abzubauen.

Südlich des Transekts wird noch ein Streifen Landschilf seewärts der „Grünen Linie“ bis 2014 gemäht (Abb. 53 und 59). Hier ergibt sich das analoge Bild wie an Transekt 5 mit der durch die Mahd geschädigten Vitalität der verbliebenen Schilffront unterhalb des alten Uferkluftes (Abb. 55) und damit der verringerten Widerstandskraft des Schilfes an der dem starken Ostwindangriff ausgesetzten Uferpartie. In diesem Zustand fallen diese Flächen ebenso wie an Transekt 5 auch als Laichareale für die Hechte bei Frühjahrshochwasser aus (JÄGER & FINSTER 2015).

## 5.5 Schilfvitalität

In den Jahren 1993 (WIESNER 1995), 1999 (HEBERLING 2000), 2000 (HEBERLING 2001) sowie 2006 wurden jeweils Untersuchungen zur Schilfvitalität

### 5.5.1 Ergebnisse der Schilfvitalitätsuntersuchung 2006

Abbildung 60 zeigt die Probenahmestellen für die Ermittlung der Vegetationszonierungen und der Vitalitätsparameter des Schilfgürtels an den 7 Transekten in Bezug zur Meereshöhe (m ü. A.). Die Entnahmestellen der Schilfproben reichen von der Höhenkote 505,0 bis zu 506,6. Sie erstrecken sich also über eine Höhendifferenz von über 1,5 m.

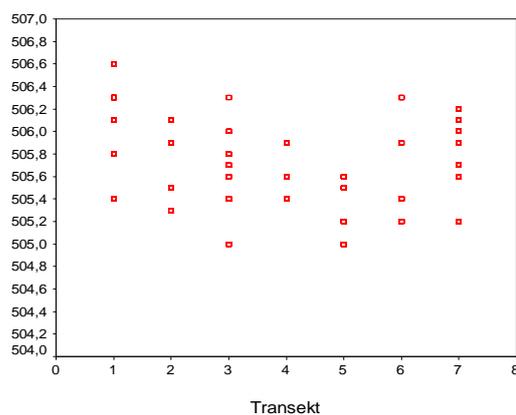


Abb. 60: Die Probenahmestellen an den Transekten in Bezug zur Meereshöhe. (Grafik: GRÜN3 GMBH)

Die Abbildung 61 zeigt die Halmlängen des Schilfes, ebenfalls in Bezug zur Meereshöhe resp. zur Überstauung im Jahresverlauf. Vergleicht man diese Abbildung mit Abbildung 2, so zeigt sich deutlich die Korrelation zwischen diesen Parametern in Form einer Zone der besten Wüchsigkeit um die Höhenkote 505,5.

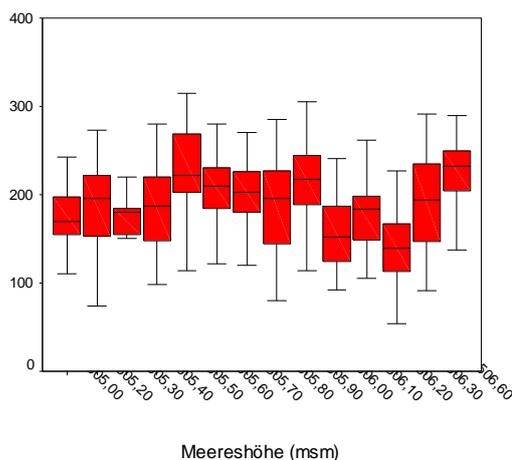


Abb. 61: Die Halmlängen in Bezug zur Meereshöhe bzw. zur Überstauung im Jahresverlauf. (Grafik: GRÜN3 GMBH)

Abbildung 62 stellt den Halmlängenverlauf an den Profilen ebenfalls in Relation zur Meereshöhe dar: Auch diese Grafik bringt den Nachweis, dass das

durchgeführt. Jene Untersuchung aus dem Jahr 2000 (HEBERLING 2001) dokumentierte als außergewöhnliches Ereignis ein massives Hagelunwetter.

Schilf im Bereich zwischen 505,5 m und 505,6 m Meereshöhe (Überstauungszeit seit Seespiegelanhebung etwa 265 bis 290 Tage pro Jahr) die Amplitude seiner besten Wüchsigkeit hat.

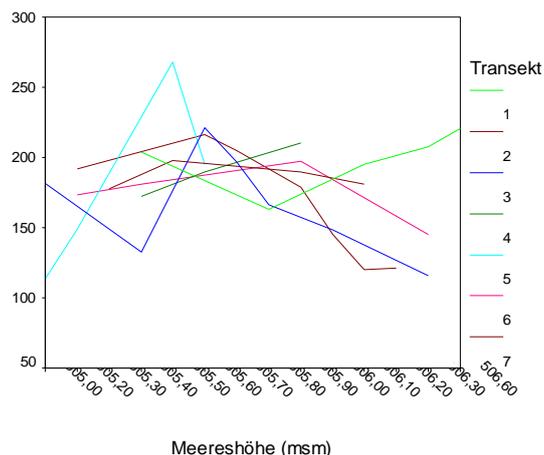


Abb. 62: Halmlängenverlauf an den Profilen. (Grafik: GRÜN3 GMBH)

In Abbildung 63 ist die Beziehung zwischen Basaldurchmesser und Meereshöhe bzw. Überstauungszeit dargestellt.

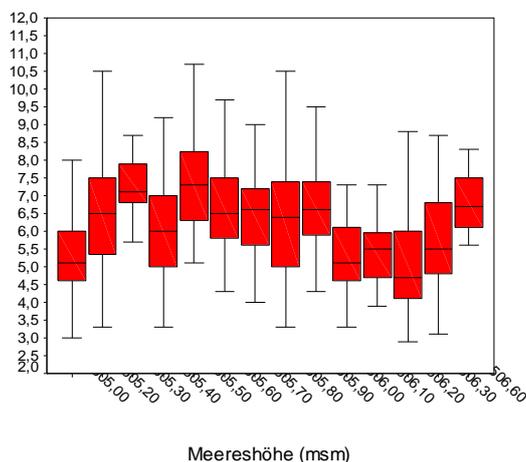


Abb. 63: Basaldurchmesser in Korrelation zur Meereshöhe. (Grafik: GRÜN3 GMBH)

Die Abbildung 64 zeigt die lineare Beziehung zwischen Basaldurchmesser und Halmlänge: In Abbildung 64 zeigt sich sehr deutlich der Zusammenhang zwischen Halmlänge und Basaldurchmesser: Je länger ein Halm ist, umso stärker ist er an seiner Basis. Diese Regressionsgerade verhält sich auch bei dieser Untersuchung in gleicher Weise wie bei den vorangegangenen Untersuchungen.

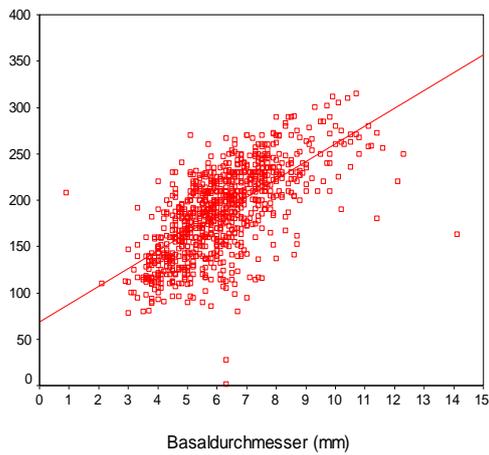


Abb. 64: Lineare Regression: Basaldurchmesser – Halmlänge. (Grafik: GRÜN3 GMBH)

Die Abbildung 65 zeigt die Halmdichte pro Quadratmeter an den einzelnen Profilen:

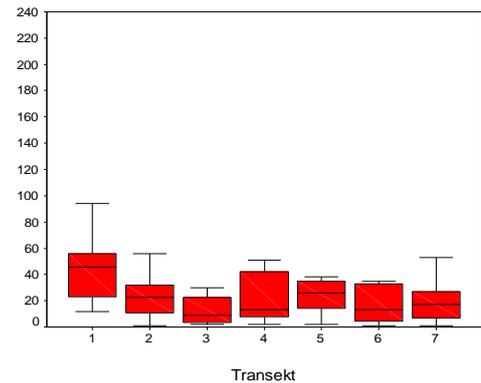


Abb. 65: Halmdichte pro m<sup>2</sup> an den Profilen. (Grafik: GRÜN3 GMBH)

### 5.5.2 Ergebnisse der Schilfvitalitätsuntersuchungen 1999 und 2006

Die Untersuchung der Schilfvitalität an den Transekten im Herbst 2006 brachte folgende Ergebnisse: Die Abbildung 60 zeigt auf welchen Höhenkoten sich die Probenahmestellen an den jeweiligen Transekten (1 bis 7) befinden. Diese entsprechen den Transekten der vorangegangenen Untersuchungen, um die Vergleichbarkeit der Untersuchungen zu gewährleisten.

In Abbildung 61 sind die Halmlängen in Bezug zu den Höhenkoten der einzelnen Untersuchungsstellen dargestellt.

Zum besseren Vergleich stehen in Abb. 65 nochmals die Grafiken der Erhebungen von 1999 (vor der Seespiegelanhebung) und 2006 (nach der Seespiegelanhebung, ident mit Abb. 61) nebeneinander:

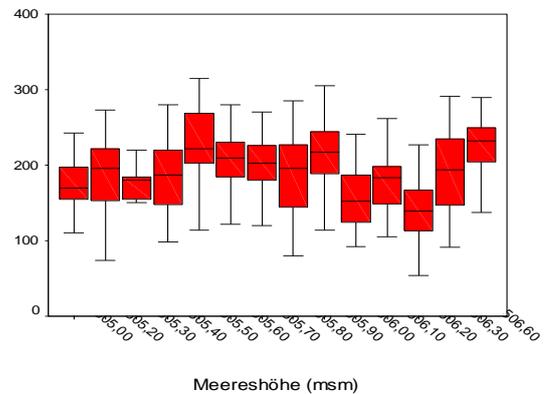
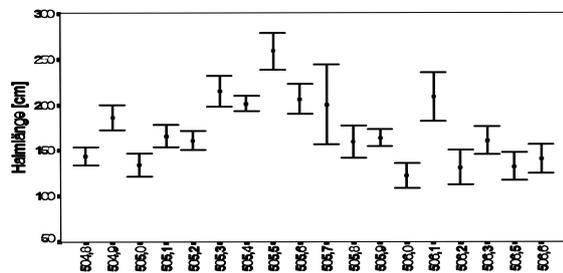


Abb. 65: Halmlängen in Bezug zur Meereshöhe: links die Ergebnisse der Untersuchung von 1999 (vor der Seespiegelanhebung), rechts jene von 2006 (nach der Seespiegelanhebung). Grafik: GRÜN3 GMBH.

Im Vergleich mit den vorangegangenen Untersuchungen (HEBERLING 2000) ergeben sich interessante Veränderungen:

Die zuvor sehr deutlich ausgeprägte Hochständerzone im Bereich von 505,50 m Meereshöhe ist nicht mehr in diesem Ausmaß ersichtlich. Zum einen überschreitet die durchschnittliche Höhe nun die 2,50m-Marke nicht mehr, zum anderen sind die Bestände land- wie auch seewärts dieser Höhenkote jetzt (2006) deutlich höherwüchsiger. Waren die Halmhöhen vor allem landeinwärts vorher noch teils deutlich unter 1,50 m, so sind diese jetzt deutlich höher.

Eine größere Höhe erreichten die Halme des (Land-)Schilfs bei der vorangegangenen Untersuchung 1999 auch im Bereich der Höhekote 506,10. 2006 ist hier

zwar noch ein höherer Wert zu erkennen, das eigentliche Maximum hat sich aber um 30 cm zur Höhenkote 506,40 verlagert. Hier ist ganz deutlich die Auswirkung der Seespiegelanhebung zu erkennen. Den Zusammenhang zwischen Meereshöhe (Höhenkote) und Überstaunungszeit (d. h. die Anzahl der Tage pro Jahr, an dem die jeweiligen Flächen unter Wasser stehen) zeigt die Abbildung 7 in Kapitel 3.2. Mit dem Anstieg der Überstaunungszeiten ist zwar die maximale Höhe der Halme gesunken, der gesamte übrige Bestand entlang des See-Land-Gradienten hat jedoch an Höhe relativ kräftig zugenommen!

Stellt man den Halmlängenverlauf entlang der Profile von der Untersuchung 2006 und 1999 gegenüber

(Abb. 66), so bestätigt sich dieses Ergebnis auch hier: Die Höhe der Halme (Halmlängen) ist bei der Untersuchung 2006 vor allem in den Bereichen niedriger Höhen deutlich angestiegen. Befindet sich die größte Menge an Halmen 1999 noch in der Größenkategorie zwischen 100 cm und 150 cm, so finden sich die

Halme an denselben Standorten 2006 in der Kategorie zwischen 150 cm und 200 cm. Auch in dieser Auswertung bestätigt sich die bessere Wüchsigkeit bzw. der Anstieg der Schilfvitalität seit 1999.

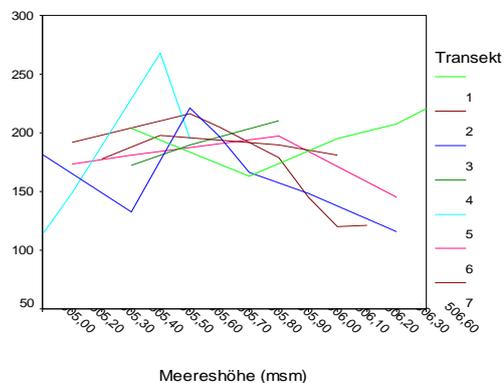
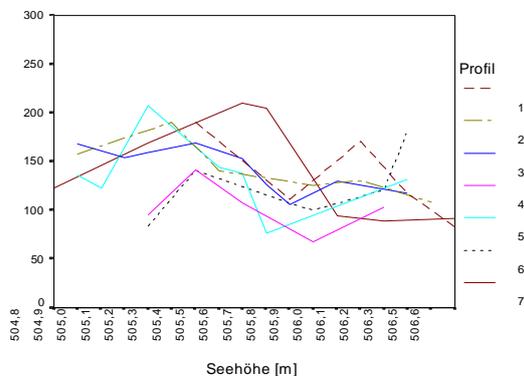


Abb. 66: Halmlängenverlauf an den Profilen: links die Ergebnisse der Untersuchung von 2006 (nach der Seespiegelanhebung), rechts jene von 1999 (vor der Seespiegelanhebung). (Grafik: GRÜN3 GMBH)

Stellt man den Basaldurchmesser in Abhängigkeit von der Meereshöhe und somit von der Überstauungsdauer im Jahresverlauf von der Untersuchung 2006 und 1999 gegenüber (Abb. 67), so zeigt sich wiederum die deutliche Zunahme des Basaldurchmessers in allen Bereichen. Weist die größte Menge an Halmen 1999 noch Werte deutlich unter 6 mm auf, so sind diese in der Untersuchung des Jahres 2006 deutlich

angestiegen. Die Maximalwerte lagen 1999 bei knapp über 7 mm, im Jahr 2006 bereits knapp unter 11 mm. Die Korrelation zwischen Basaldurchmesser und Halmlänge (Abb. 64) blieb erwartungsgemäß gleich wie in den vorangegangenen Untersuchungen, dass mit steigender Halmlänge auch der Basaldurchmesser zunimmt.

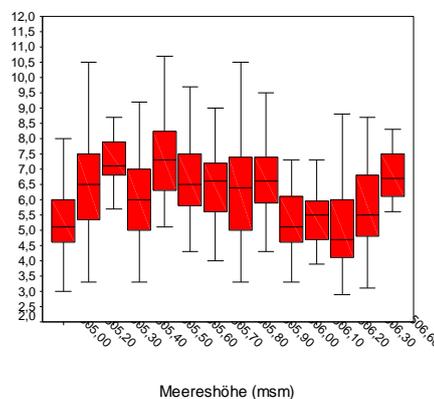
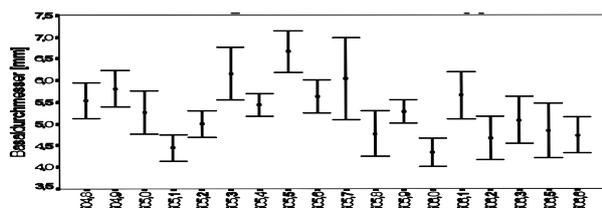


Abb. 67: Basaldurchmesser der Halme in Bezug zur Meereshöhe: links die Ergebnisse der Untersuchung von 1999 (vor der Seespiegelanhebung), rechts jene von 2006 (nach der Seespiegelanhebung). Grafik: GRÜN3 GMBH

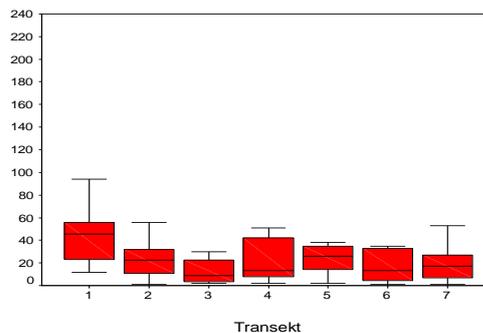
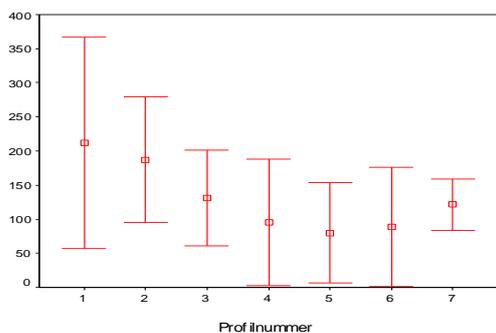


Abb. 68: Halmdichte an den Profilen: links die Ergebnisse der Untersuchung von 1999 (vor der Seespiegelanhebung), rechts jene von 2006 (nach der Seespiegelanhebung). Grafik: GRÜN3 GMBH

Die Halmdichte an den Profilen im Jahr 2006 zeigt Abbildung 65. Sie wird zur besseren Vergleichbarkeit ebenfalls nachstehend (Abb. 68) den Ergebnissen von 1999 gegenübergestellt: Im Gegensatz zu allen anderen untersuchten Parametern weisen die Halmzahlen

## 6. Trendumkehr

Die dominante Vegetationseinheit im Makrophyten-gürtel des Wallersee stellt das Wasserschilf mit seinem dichten Bestand dar, gefolgt von den untergetauchten Wasserpflanzen, dem Landschilf und den Schwimmblattpflanzen.

Vergleicht man die Untersuchungen von 1993, 1999 und 2006 so zeigt sich eine deutliche Tendenz zur Ausbreitung und (Wieder-)Erstarkung der Schilfbestände bzw. der dahinterliegenden Gebüsche (v. a. Grauweiden und Faulbaum). Hinsichtlich der Verbuschung ergibt sich von 1993 bis 2008 eine sehr starke Zunahme innerhalb des landseitigen Schilfbewuchses. Der Zuwachs von knapp 2 ha entspricht einem Plus von rund 230 %, die verbuschten und verholzten Flächen haben sich in diesem Zeitraum durch die Beendigung der Mahd mehr als verdoppelt. Auffällig sind darüber hinaus die hinter der sogenannten Hochständerzone im Bereich der ehemaligen Wasseranschlaglinie (vor der Seespiegelanhebung) lokalisierten Schilfbestände. Hier zeigt sich, dass der vormals markante Unterschied in den Halmhöhen (Abstufungen) in flachen Uferbereichen mittlerweile nahezu gänzlich verloren gegangen ist. Die früher so markante Hochständerzone tritt in den Hintergrund, landwärts wird das Schilf hingegen wesentlich höher und kräftiger. Parallel dazu ist die Halmdichte gesunken.

Recht unterschiedlich verhalten sich die seeseitig gelegenen Schilffronten. Während hier die Schilfzonen teilweise ebenfalls die Tendenz zur seewärtigen Ausbreitung zeigen und ehemalige Wurzelbänke durch die aufgrund der Seespiegelanhebung geänderten Tiefenbedingungen wieder zu neuem Leben erwachen, so gehen in anderen Bereichen die Schilffronten leicht zurück. Eisstoß während der Zeit des Eisbruchs, meist im März scheint v. a. in Windangriffsbereichen bei höheren Wasserständen dem Schilf in manchen Jahren zu schaffen zu machen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Schilfzonen und Gebüsche am Wallersee seit der Seespiegelanhebung in ihrer Flächenausdehnung wieder zunehmen und sich auch die Schilfvitalität sukzessive erhöht.

### Was ist geschehen?

RAGHI-ATRI & BORNKAMM (1979, 1980) und KLÖTZLI (1974) haben in ihren Publikationen darauf hingewiesen, dass Schilf bei hohem Nährstoffangebot, insbesondere Phosphor, dichte, niedere und schwache Halme bildet, welche dem natürlichen Wellenangriff weniger Widerstand bieten können. OSTENDORP (1987) berichtet, dass Schilfschnitt sowohl landseits als auch in den überschwemmten Röhrichten dazu führt, dass die Gesamthalmdichte um bis zu 75 %

pro Quadratmeter an den Untersuchungstransekten 2006 deutlich geringere Werte auf als in der letzten Erhebung 1999. Hier zeigt sich auch, wie wichtig die Reoligotrophierung für die Entwicklung eines naturnahen Schilfbestandes war.

zunimmt und die Halmdurchmesser und Halmlängen um 12 bis 15 % sinken, während die Anzahl der rispentragenden Halme um 16 % abnimmt und die Zahl der rispenlosen Sekundärtriebe um 81 % steigt.

Der Wallersee erlebte in der Zeit zwischen 1966 (FINDENEGG 1971) und 1990 seine stärkste Eutrophierungsphase. Zwei Seespiegelabsenkungen (1959 und 1971/72) brachten die vormed stabile Schilffront in die Brechzone der Wellen (JÄGER 1974). Die Seespiegelabsenkungen ermöglichten der Landwirtschaft die Nutzung der früheren Landschilfstandorte als mehrmähdiges Grünland mit Gülleddung nach jedem Schnitt und sollten auch einer weiteren Besiedlung der Ufer praktische Vorarbeit leisten. Allein die trotzdem noch vorhandenen großen jährlichen Wasserspiegelschwankungen des Sees verhinderten die weitere Umsetzung der Uferbebauung. Das Naturstrandbad in Zell am Wallersee verdankt diesen Umwidmungsversuchen seine Entstehung.

Bereits Ende der 1960er Jahre war das Ergebnis eine drastische Reduktion der Bestandtiefe der Schilfbestände durch Schnitt bis zum Wasser, die Halme wurden sichtbar niedriger und hielten der mechanischen Belastung durch den Wellenangriff nicht mehr stand. Die Schilffront stand ab 1972 beim damaligen Mittelwasser nur mehr etwa 60 cm im Wasser, bei Niederwasser ca. 30 cm und war dem Wellenangriff schutzlos ausgesetzt (JÄGER 1974). Sie begannen, zuerst an den wind- und wellenexponierten Uferbereichen, sich aufzulösen und landwärts zurückzuweichen, Stoppelfelder und davor schwebende Wurzelbänke entstanden (Abb. 29, 34). Die Schilfbestände verdichteten sich landseitig stark, so dass sie auch bei günstigen Wasserständen als Einstandsflächen für die Fischpopulation ausfielen. Die großen Teichrosenbestände vor der Fischtaginger Bucht bildeten keine Schwimmblätter und Blütenstände mehr aus und überdauernden die widrigen Umstände unter Wasser, die Weiße Seerose in diesem Bereich zwischen Schilf und Teichrosen (JÄGER 1974, Abb. 22) verschwand, ihr Flachwasserlebensraum verlandete. Die Teichrosen im Ostteil des Wenger Moores ragten als „Ständerpflanzen“ aus dem Wasser (Abb. 29). Die vormals reiche Vogelwelt war vertrieben (ARNOLD 1986).

### Was hat die ökologische Trendumkehr ermöglicht?

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse belegen auf eindrucksvolle Weise, dass die Summe der Sanierungsmaßnahmen über einen Zeitraum von ca. 20 Jahren die ökologische Trendumkehr für den See und seine Uferbereiche ermöglicht hat. Den ersten Schritt

bildete die Abwassersanierung im gesamten Einzugsgebiet des Sees (ab 1976/77), dann folgten nach dem großen Hochwasser 1991 der Hochwasserschutz Seekirchen und die Seespiegelanhebung.

Mit der Seespiegelanhebung konnte auch der ökologische Schutz der ausgedehnten Schilfufer um den See realisiert werden. Durch den landseitigen Nährstoffentzug durch Düngeverzicht und die mehrjährige Aushagerung der nun geschützten Uferbereiche in den drei Naturschutzgebieten um den See in Kombination mit der Rücknahme der Schilfmahd bis deutlich in den Landschilfbereich zur „Grünen Linie“ ist die ökologische Trendumkehr im Ökoton Seeufer gelungen und im Vergleich der Jahre 1993 zu 2006 auch bewiesen.

Das Schilf konnte sich wieder seinem natürlichen Zustand annähern, wird kräftiger, höher und steht weniger dicht. Gleichzeitig beginnt an den bereits früher bestandenen Flächen das Schilf neu auszutreiben und diese wieder zu besiedeln. Die hoch spezialisierten Vogelarten des Röhrichts finden wieder ihren Lebensraum im erstarkten Schilfgürtel. Für die Fischgesellschaft ist nun eine beträchtliche Vergrößerung ihrer Laich-, Deckungs- und Einstandsflächen entstanden, was vor allem dem Jungfischnachwuchs zu Gute kommt, der sich gegenüber früher mehr als verdoppelt hat (WANZENBÖCK & JÄGER 2015).

Die Spiegelanhebung des Wallersees 1999 auf die Mittel- und Niederwasserkoten vor den Absenkungen 1959 und 1971/72 hat zusammen mit der speziellen Hydraulik des Klauswehres das Stoppen der Uferzerstörung initiiert.

Durch die Reoligotrophierung des Sees, die Wiederanhebung des Seespiegels, den Düngeverzicht auf den Seeuferflächen in den drei Naturschutzgebieten im Bereich zwischen „Gelber“ und „Grüner Linie“, das

Aushagern der früheren intensiv genutzten Grünlandflächen zwischen „Gelber Linie“ und dem unmittelbaren Seeufer und das Zurückdrängen der Schilfmahd hinter die „Grüne Linie“, den Überflutungsgrenzen des zweijährlichen Hochwassers, kann sich das Ökoton Seeufer am Wallersee wieder in seine naturgegebenen Funktionen einbringen und zu seiner natürlichen Dynamik zurückzufinden.

Die drei wichtigen landschaftsökologischen Funktionen des Ökotons Seeufer

– Artenschutz, Uferschutz und Puffer zum landseitigen Nutzungsdruck –  
können 10 Jahre nach der Wiederanhebung des Seespiegels am Wallersee wieder erfüllt werden.

Ein eindrucksvoll dokumentierter Erfolg zur Sanierung und zum nachhaltigen Schutz des sensiblen Ökotons Seeufer und seiner Röhrichte am Wallersee sowie eine Bestätigung der Notwendigkeit der zum Schutz der Seeufer vom Gewässerschutz vorgeschriebenen Extensivierung der Flächen zwischen „Gelber“ und „Grüner Linie“ und das Überlassen der Flächen seewärts der „Grünen Linie“ der natürlichen Sukzession.

**Zum langfristigen Erhalt der für den ökologischen Zustand des Wallersees maßgeblichen Uferbereiche gem. WRG 1959 i.d.g.F. zwischen „Gelber Linie“ und dem See im nunmehr erreichten Zustand dürfen die behördlich festgelegten Nutzungsbeschränkungen mit Düngeverzicht zwischen „Gelber“ und „Grüner Linie“ und dem Verbot jeglicher Eingriffe in die ausgewiesenen und abgelösten Sukzessionsflächen seewärts der „Grünen Linie“ keinesfalls verändert werden.**

### Epilog

*Vierzig Jahre des Mahnens, der Bewusstseinsbildung, der Sanierung sind vergangen, bis der Erfolg, die Sanierung des komplexen Ökosystems Wallersee, im Widerstreit unzähliger Interessen 2011 vermeldet werden kann.*

*Der Erfolg war nur möglich, weil alle Beteiligten, Gemeinden, Anrainer, Landesbehörden, Ministerien und Ausführende, das gemeinsame Ziel, den Erhalt der einzigartigen von der letzten Eiszeit geformten Landschaft um den Wallersee und den Erhalt „IHRES“ Sees, bei allen gegensätzlichen Meinungen nie aus den Augen verloren haben.*

*Den Nächsten, die dieses Erbe pflegen werden, rufe ich zu, veraltet es nicht bloß, bemüht Euch um diese Landschaft im Einklang mit der Natur, um sie eines Tages unversehrt weiter zu geben!*

Paul Jäger

## 7. Literatur

ADLER W., OSWALD K., FISCHER R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, Wien, 1-1180  
ARNOLD C. (1986): Studie zur vogelkundlichen Situation des Salzburger Vorlandseengebietes. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 297-334  
BINZ H.-R. (1980): Der Schilfrückgang – ein Ingenieurproblem ? - Jahresbericht 1979 des Verbandes zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee 53: 35 – 52  
BINZ-REIST H.-R. (1989): Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug. - Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel, 101 : 1-536

BRAUN-BLANQUET J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. Seiten. - 3. Aufl., Springer Wien, 1-865  
DANECKER E. (1980): Untersuchungen des Obertrumer Sees (Salzburg) in den Jahren 1961-1966. - Österr. Fischerei, 33: 121-127  
DIENST M., SCHMIEDER K., OSTENDORP W. (2004): Dynamik der Schilfröhrichte am Bodensee unter dem Einfluss von Wasserstandsvariationen. - Limmologica, 34: 29 – 36  
FINDENEGG I. (1971): Unterschiedliche Formen der Eutrophierung von Ostalpenseen. - Schweiz. Z. Hydrologie, 33: 85-95

- FRIESE G. (1986): Für den Naturschutz anwendbare Ergebnisse des Projektes „Vorlandseen“. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 505-506.
- GRABHERR G., MUCINA L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: Natürliche waldfreie Vegetation. - G. Fischer, Jena, 1-523
- GRÜN 3 GMBH (2011): Vegetationskundliche Untersuchung der Ufervegetation des Wallerseees 2006 und Auswertung der Entwicklung der Ufervegetation seit 1993. - Untersuchung im Auftrag des Landes Salzburg, Referat Gewässerschutz
- HEBERLING O. (2000): Zustand der Vegetation an ausgewählten Stellen der Wallerseeufer. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 263-306 (2015)
- HEBERLING O. (2001): Zustand des Schilfbestandes an ausgewählten Stellen der Wallerseeufer nach dem Hagenwetter vom 4.7.2000. - Unpubl. Ergebnisbericht im Auftrag des Landes Salzburg - Gewässerschutz
- HEBERLING O. (2005): Morphologie und Schilfvegetation der Uferbereiche der Trumer Seen. - Unpubl. Ergebnisbericht im Auftrag des Landes Salzburg - Gewässerschutz
- HUBER A. (1993): Ufererosion am Neuenburgersee. - Limnologie Aktuell, 5: 93 - 102
- IBETSBERGER H., JÄGER P., HÄUPL M. (2010): Der Zerfall des Salzachgletschers und die nacheiszeitliche Entwicklung des Salzburger Gewässernetzes aus der Sicht der Wiederbesiedelung der Salzburger Gewässer mit Fischen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 14: 7-54
- ICRA (2008): Obertrumer See, Grabensee, Wallersee - emerse und submerse Makrophytenbestände 2006/07. - Kartierung im Auftrag des Gewässerschutzes des Landes Salzburg
- ICRA (2000, 2001, 2006, 2007, 2008, 2009): Basisdatenaufnahmen Wallersee (Echolotung und Geländemodell Wallersee, Kartierung und Klassifikation der Uferausbildung, Kartierung und Klassifikation der Ufervegetation, Aufnahme der seeseitigen Außengrenzen emerger Vegetationsbestände, Aufnahme submerger Pflanzenbestände mit digital Vermessungsecholot, Echolotung und Geländemodell Fischach, Vermessung von Querprofilen an der Fischach, Aufnahme der landseitigen Schilfgrenze in den drei Naturschutzgebieten am Wallersee, Vermessung und Geländemodell Erdaushub-Deponie Scheffenacker). - Ergebnisberichte für den Gewässerschutz, Land Salzburg
- ISELI C. (1993): Ufererosion und Schilfrückgang am Bieler See - Möglichkeiten und Strategien der Uferrenaturierung. - Limnologie Aktuell, 5: 103 - 112
- JÄGER P. (1974): Limnologische Untersuchungen im Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenpopulation. - Diss., Univ. Graz, 1-95
- JÄGER P. (1986a): Die Vorlandseen und ihre Einzugsgebiete als Ökosysteme betrachtet. Projekt Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 489-497
- JÄGER P. (1986b): Projekt Vorlandseen - Folgerungen für die wasserwirtschaftliche Planung. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 503-504
- JÄGER P. (1986c): Die Limnologie der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 343-384
- JÄGER P. (1986d): Die Nährstoffbilanzen der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 477-488
- JÄGER P., PALL K., DUMFARTH E. (2002): Zur Methodik der Makrophytenkartierung in großen Seen. - Österr. Fischerei, 10: 230 - 238
- JÄGER P., PALL K., DUMFARTH E. (2004): A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive. - Limnologica, 34: 140-146
- JÄGER P., HÄUPL M., IBETSBERGER H. (2009): Die nacheiszeitliche Besiedlung der Salzburger Gewässer mit Fischen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 14: 55-90
- JÄGER P. (2015): Ökoton Seeufer. Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 383-415
- JÄGER P., FINSTER M. (2015): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte im Wallersee und vergleichende Diskussion der Beobachtungsergebnisse 1982/83, 1995, 2001 und 2009. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 211-234
- JÄGER P., SCHABER P., SCHILLINGER I., DUMFARTH E., SCHWAP A. (2011b): Wallersee. Hydromorphologische Seenaufnahmen mit Uferzonierung, Schilf und Makrophyten. - Land Salzburg, Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 7.1, 1-47, 60 Karten und Profile
- JAGSCH A. (1975): Der Zustand des Wallerseees und der Trumer Seen 1974. - Salzburger Fischerei, 6: 2-5
- KLÖTZLI F. (1969): Über die Ursachen des Schilfsterebens. - Naturschutz-Oberschwaben-Bodensee-Hegau, 10: 7-9
- KLÖTZLI F. (1971): Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially *Phragmites communis*. - Hydrobiologia, 12: 107-111
- KLÖTZLI F. (1974): Über die Belastbarkeit und Produktion in Schilfröhricht. - Verh. Ges. Ökologie, Saarbrücken 1973: 237-247
- KRAUSS M. (1993): Die Rolle des Bisams beim Röhrichtrückgang an der Berliner Havel. - Limnologie Aktuell, 5: 49 - 60
- KRISAI R., FRIESE G. (1986): Aufbau und Genese des Wengermooses am Wallersee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 335 - 341
- LAND SALZBURG (1986): Projekt "Vorlandseen" Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 1-507
- LUFT G. (1993): Langfristige Veränderung der Bodensee-Wasserstände und mögliche Auswirkungen auf Erosion und Ufervegetation. - Limnologie Aktuell, 5: 61-76
- MÜHLBERG A. (2001): Analyse der Struktur und Funktion von submersen Makrophyten als Habitat für Fische an ausgewählten Standorten am Wallersee. - Diplomarbeit, Univ. Wien, 1 - 148
- OBENDORFER E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Ulmer Verlag, Stuttgart
- ODUM E. P. (1983): Grundlagen der Ökologie. - Thieme Stuttgart, 1-836
- ÖNORM M 6231 (Ausgabe 2001-10- 01): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern - Österr. Normungsinstitut Wien, 1- 58
- OSTENDORP W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Unterseees. - Natur und Landschaft, 62: 99-102
- OSTENDORP W. (1993a): Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. - Limnologie Aktuell, 5: 149 - 162
- OSTENDORP W. (1993b): Was tun? Perspektiven der Seeuferforschung und Seeuferrenaturierung. - Limnologie Aktuell, 5: 257-264
- OSTENDORP W. (1994): Bonitierung von Schilfröhricht. - Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum, 8: 65 - 84
- OSTENDORP W. (2009): Seeuferrenaturierung. - in: HUPFER M., CALMANO W., KLAPPER H., WILKEN R.-D. (Hrsg.) (2009): Handbuch angewandte Limnologie, Limnologie-Grundlagen-Gewässerbelastungen-Restaurierung-Aquatische Ökotoxikologie-Gewässerschutz-Bewertung, 26. Erg. Lfg. 11/09,VI-2.2: 1-66
- PALL K. (2010a): Makrophytenkartierung Wallersee 2009. - Bericht im Auftrag des Landes Salzburg, Referat Gewässerschutz, 1-68
- PALL K. (2010b): Makrophytenkartierung Wallersee 2009. - Bewertung im Auftrag des Landes Salzburg, Referat Gewässerschutz, 1-24

- PALL K., JÄGER P. (1999): Die aquatische Vegetation der Trumer Seen 1996. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 307-320 (2015)
- PALL K., MAYERHOFER V. (2009): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 - Makrophyten. - BMLFUW, Wien, 1-64
- PETERSON R., MOUNTFORT G., HOLLON P. A. D. (1970): Die Vögel Europas. - 9. Aufl.: 1-417, Paul Parey Berlin
- PIROTH K., PLATE E. (1993): The wave climate, an important factor in lakeshore deterioration – concept and measurements at lake Constance. - Limnologie Aktuell, 5: 77-92
- RAGHI-ATRI F., BORNKAMM R. (1979): Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. - Arch. Hydrobiol., 85: 192 – 228
- RAGHI-ATRI F., BORNKAMM R. (1980): Über Halmfestigkeit von Schilf bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung. - Arch. Hydrobiol., 90: 90 – 105
- REYRINK L., HUBATSCH H. (1993): Die Uferzerstörung an den Netteseen. - Limnologie Aktuell, 5: 131 – 140
- SCHMIDT E. (1996): Ökosystem See – Der Uferbereich des Sees. - 5. Auflage, Quelle & Meyer, Wiesbaden, 1-328
- SCHULTZ G. (1971): Erste Ergebnisse von 3 Jahren Seenuntersuchungen (1968, 1969, 1970) an einigen Salzkammergutseen und Seen des Salzburger Flachgaues. - Österr. Fischerei, 24: 149-158
- THORN M. (2000): Auswirkungen von Landschaftspflege-maßnahmen auf die Vegetation von Streuwiesen. - Natur und Landschaft 75: 64-73; Stuttgart
- SCHWERDTFEGER F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. - Pareys Studentexte 42, Paul Parey, Berlin, 1-384
- WANZENBÖCK J., JÄGER P. (2015): Veränderungen des Brutfischauftommens im Wallersee durch Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung. Untersuchungsperiode 1997-2010. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 235-258
- WIEDERHOLZ E. (2001): Der Fisch und sein Fangplatz. - Ehrenwirth, München, 1-207
- WIESNER A. (1995): Analyse und Klassifikation von Struktur und Zustand der Schilfbestände am Wallersee. Diplomarbeit am Inst. Pflanzenphysiol. Univ. Wien, eingereicht an der Univ. Bodenkultur Wien, 1- 170
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Teil A: Methoden; 1- 397 – UBA-Monografien, Band 89A, Bundesministerium für Umwelt, Jugend, Familie. Wien

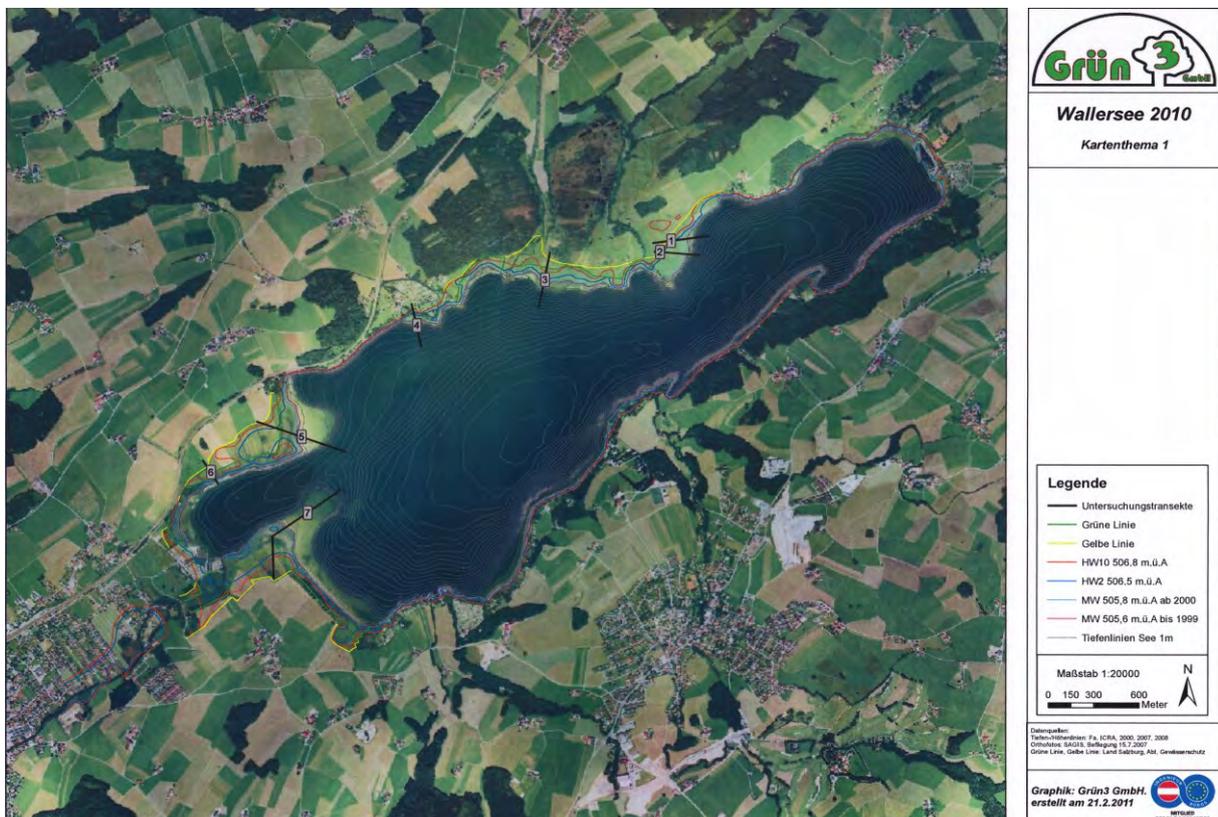
#### Zitiervorschlag:

JÄGER P., DUMFARTH E., HEBERLING O. (2011): Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 321-382 (2015)

#### Adressen der Autoren

Hofrat Dr. phil. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, Österreich, paul.jaeger@sbg.at  
 Mag. Erich DUMFARTH, Ingenieurbüro f. Geographie, Geoinformatik & Vermessung, ICRA Dumfarth & Schwap OG, Lilli-Lehmann-Gasse 4, 5020 Salzburg, Österreich, [www.icra.at](http://www.icra.at)  
 Mag. Oliver HEBERLING, Technisches Büro für Landschaftsplanung, Landschaftsbau, Landschaftspflege und technischen Umweltschutz, Kerschham 52, 5221 Lochen, Österreich, [www.gruen3.at](http://www.gruen3.at)

## 8. Karten



Karte 1: Wallersee, Tiefenschichten, „Gelbe Linie“, „Grüne Linie“, HW2, HW10, MW, Untersuchungstransecte



**Grün 3** GmbH

**Wallersee 2010**  
Kartenthema 2

---

**Legende**

- Untersuchungstransecte
- Tiefenlinien See 1m

**Uferausbildung**

- flach im Wasser auslaufender Uferbereich
- flacher künstlich verändert
- flacher mit Steilabfall unter Wasser
- künstliche Uferböschung steiler als 45°
- natürliche Uferböschung steiler als 45°

Maßstab 1:20000

0 150 300 600 Meter

Datenquellen:  
Ufer-/Tiefen-Höhenlinien: Fa. ICRA, 2000, 2007, 2008  
Orthofoto: SAGIS, Befragung 15.7.2007

**Graphik: Grün3 GmbH,**  
erstellt am 21.2.2011

Karte 2: Wallersee, Uferausbildung ICRA 2011



**Grün 3** GmbH

**Wallersee 2010**  
Kartenthema 3.1

---

**Legende**

- Untersuchungstransecte
- MDC 2004 in LUK

**Landseitiger Schilfbestand mit Gebäck**

- Gebüsch
- Landweid
- landseitiger Schilf 1993
- Oktober 1993
- Einzelne Weidengruben
- Weidenröhre Einzahlzone
- Weidenröhre 2007
- Weidenröhre 2007

**Naturschutzgebiete**

- Wallersee Bayreuther Spitz
- Wallersee Fischtaginger Spitz
- Wallersee Wänggen

Maßstab 1:4500

0 35 70 140 Meter

Datenquellen:  
Tiefen-/Höhenlinien: Fa. ICRA, 2000, 2007, 2008  
Landnutzungs- und Weidenröhren: Fa. ICRA, 1993, 1995, 2007, 2008  
Orthofoto: SAGIS, Befragung 15.7.2007  
Naturschutzgebiete: SAGIS

**Graphik: Grün3 GmbH,**  
erstellt am 21.2.2011

Karte 3.1: Wallersee – Naturschutzgebiete: Fischtaginger Spitz



**Grün 3 GmbH**

**Wallersee 2010**  
Kartenthema 3.2

**Legende**

- Umweltzonenkarte
- HAZ 506.5 m.Ü.A.
- Landseitiger Schilfbestand mit Gebüsch**
  - Ordnung
  - Landw. 1983
  - Ordnung 1993
- Emerse Makrophyten**
  - Wasserschilf
  - Wasserschilf
  - Wasserschilf
- Naturschutzgebiete**
  - Wallersee Bayerhamer Spitz
  - Wallersee Puchthäger Spitz
  - Wallersee Wangenmoor

Maßstab 1:4500

0 35 70 140 Meter

Datenquellen:  
Tellen-Mörtelstein: Fa. ICRA, 2009, 2007, 2008  
Landw. 1983/1993: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Fa. GISA, 2007, 2008  
Ordnung: SAGIS, Beilage 15.7.2007  
Naturschutzgebiete: SAGIS

**Graphik: Grün3 GmbH,**  
erstellt am 21.2.2011

Karte 3.2: Wallersee – Naturschutzgebiete: Bayerhamer Spitz



**Grün 3 GmbH**

**Wallersee 2010**  
Kartenthema 3.3

**Legende**

- Umweltzonenkarte
- HAZ 506.5 m.Ü.A.
- Landseitiger Schilfbestand mit Gebüsch**
  - Ordnung
  - Landw. 1983
  - Ordnung 1993
- Emerse Makrophyten**
  - Wasserschilf
  - Wasserschilf
  - Wasserschilf
- Naturschutzgebiete**
  - Wallersee Bayerhamer Spitz
  - Wallersee Puchthäger Spitz
  - Wallersee Wangenmoor

Maßstab 1:4500

0 35 70 140 Meter

Datenquellen:  
Tellen-Mörtelstein: Fa. ICRA, 2009, 2007, 2008  
Landw. 1983/1993: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Fa. GISA, 2007, 2008  
Ordnung: SAGIS, Beilage 15.7.2007  
Naturschutzgebiete: SAGIS

**Graphik: Grün3 GmbH,**  
erstellt am 21.2.2011

Karte 3.3: Wallersee – Naturschutzgebiete: Wenger Moor West



**Grün 3 GmbH**

**Wallersee 2010**  
Kartenthema 3.4

**Legende**

- Landesförderungsgebiete
- NATZ 2002 S. 20, 21 A
- Landseitiger Schilfbestand mit Gebüsch
- Dickstand
- Landesförderungsgebiet
- Einzelstängel Schilf 1983
- Dickstand 1993
- Einzelstängel Schilf 1993
- Wasserschilf Dickstand
- Wasserschilf locker
- Wasserschilf Einzelstängel
- Naturschutzgebiete
- Wallersee Naturschutzgebiet
- Wallersee Schutzgebiet
- Wallersee Schutzgebiet

Maßstab 1:4500

0 35 70 140 Meter

Datenquellen:  
Teilnachrichtendienst: FA, ICR, 2006, 2007, 2008  
Landesförderungsgebiete: FA, ICR, 2007, 2008  
Ortsplan: SACIS, Bauleitung 15.7.2007  
Naturschutzgebiete: SACIS

**Graphik: Grün3 GmbH, erstellt am 21.2.2011**

Karte 3.4: Wallersee – Naturschutzgebiete: Wenger Moor Ost



**Grün 3 GmbH**

**Wallersee 2010**  
Kartenthema 4

**Legende**

- Landesförderungsgebiete
- NATZ 2002 S. 20, 21 A
- Landesförderungsgebiet
- Wasserschilf dicht
- Wasserschilf locker
- Wasserschilf locker mit Einzelstängeln
- Wasserschilf Einzelstängel
- Schwimmblattpflanzen an Schilfbänken
- Binsen dicht
- Binsen locker

Maßstab 1:16000

0 105 210 420 Meter

Datenquellen:  
Teilnachrichtendienst: FA, ICR, 2006, 2007, 2008  
Erreger: Makrophyten: FA, Grün3 GmbH, 2011  
Ortsplan: SACIS, Bauleitung 15.7.2007

**Graphik: Grün3 GmbH, erstellt am 21.2.2011**

Karte 4: Wallersee - Flächenabgrenzung Landschilf, Wasserschilf, Binsen und Schwimmblattzonen

# Ökoton Seeufer

## Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen

Paul JÄGER

Mit 27 Abbildungen und 5 Tabellen im Text.

### KURZFASSUNG

Die naturbelassenen Schilfufer der Seen sind besonders strukturierte Überganglebensräume mit einer hoch spezialisierten Lebensgemeinschaft aus Pflanzen, Insekten, Amphibien, Vögeln und Fischen. Drei nach der FFH-RL geschützte Vogelarten sowie zahlreiche Schilfbrüter und Durchzugsgäste, viele davon Rote-Liste-Arten, finden im naturbelassenen Röhricht Lebensraum, Nahrung sowie Brut- und Mauserplätze. Auch der Bestand der gewässertypspezifischen Fischfauna ist eng mit dem notwendigen Lebensraum Schilf- und Makrophytengürtel verbunden. Zu der für die spezielle Fauna überlebenswichtigen Artenschutzfunktion erfüllt ein intakter Schilfbestand vom Wasser- bis zum Landschilf an den erosionsgefährdeten Flachufeln auch seine wichtige Funktion als wellendämpfender Uferschutz. Nur ein intakter Schilfgürtel um die Seen kann als dritte wichtige Funktion den Puffer zum Nutzungsdruck der landseitig angrenzenden Flächen bilden, insbesondere zu landwirtschaftlichen Produktionsflächen.

Die größte Bedrohung erfahren die Röhrichte um die Seen durch Nährstoffübersorgung, Manipulationen der Wasserspiegellagen, insbesondere durch Seespiegelabsenkungen, sowie durch den Bau von Ufermauern und durch Pflegemaßnahmen wie Schilfschnitt bis zum Wasser.

Am Beispiel des Wallersees in Salzburg kann gezeigt werden, dass die Wiederanhebung des Wasserspiegels auf die Mittel- und Niederwasserkoten vor der Absenkung, die Reoligotrophierung des Sees, ein Düngeverzicht und die Aushagerung der ufernahen Schilfflächen sowie die Zurücknahme der Streuwiesenpflege bis hinter die Wasserspiegelanschlagslinie des HW2, bzw. hinter die landseitige Grenze des Wasserschilfes, die Schilfbestände innerhalb weniger Jahre wieder erstarben ließ.

Eine deutliche und rasche Zunahme des Wasservogelbestandes, erste Beobachtungen der Rohrweihen sowie der Schilfbrüter und eine Umstellung der Fischartengemeinschaft vom Brachsen/Zander-See zum ursprünglichen Barsch/Hecht-See sowie eine starke Zunahme der Jungfischproduktion sind auch aus zoologischer Sicht Beweise für den Erfolg der Maßnahmen.

Das Ökoton Seeufer kann am Wallersee nunmehr wieder die für den See und sein Umland wichtigen drei landschaftsökologischen Funktionen übernehmen.

### GLIEDERUNG

1.	DAS ÖKOTON SEEUFER.....	384
	1.1 Lebensraum Schilfgürtel	
	1.2 Der gesetzliche Schutz der Seeufervegetation	
	1.3 Bonitierung von Schilfröhrichten	
	1.4 Zerstörung der Seeufervegetation - Bonitätsverbesserung durch Schilfschnitt ?	
2.	DIE VERMESSUNG VON SCHILF- UND MAKROPHYTENBESTÄNDEN, ERMITTLUNG DER SCHILFKENNWERTE .....	396
3.	DAS WELLENKLIMA IN DEN UFERBEREICHEN DER SEEN.....	399
	3.1 Kenngrößen aus der Wellentheorie	
	3.2 Ermittlung der Seespiegelstände, des Wellenklimas und wichtiger anthropogener Belastungen	
	3.3 Hydromorphologische Signifikanzkriterien für Seewasserstände	
	3.4 Datensätze und Bewertung der Ufervegetation im Hinblick auf das Wellenklima in Seen	
4.	SEEUFERRENATURIERUNG - SANIERUNG VON SCHILFBESTÄNDEN.....	406
5.	LITERATUR .....	414

## 1. Das Ökoton Seeufer

Mit der Klimaerwärmung im Boreal, in der Holozänen Warmzeit vor etwa 10.000 Jahren wandern die Fichte von Osten und der Eichenmischwald von Süden in die bislang geschlossenen Kiefernwälder ein. Während sich der Eichen-, Linden-, Ulmen-, Hainbuchen-Mischwald und eine dichte krautige Vegetation in unseren Breiten in den Tallagen ausbreiten, setzt sich der Fichtenwald in Hang- und höheren Lagen durch. Die Kiefer wird auf Reliktstandorte verdrängt (IBETSBERGER et al., 2010; JÄGER et al., 2010; THIE-NEMANN 1950).

Um die Seen entstanden nach dem Rückzug der Gletscher vor etwa 10.000 Jahren in den staunassen Böden Moore mit Birke und Kiefer, in Seenähe Schwarzerlenbruchwälder und Weiden. Über dem Bereich der jährlichen Wasserspiegelschwankungen der Seen finden wir heute noch stellenweise die Strauchzonen der Weiden, vor welchen sich das Schilf ausbreitet. In den Flachwasserbereichen der wärmeren Seen entwickelten sich ausgedehnte Schilfgürtel, die in die Schwimmblattzonen und eine artenreiche Unterwasservegetation (SCHNEIDER et al., 1987) überleiten.

Seeufer sind klassische Ökotope, Übergangszonen zwischen terrestrischen und aquatischen Gemeinschaften (ODUM 1983). An den Seeufern finden sich

viele Organismen der sich überschneidenden Lebensräume sowie zusätzlich Tiere und Pflanzen, die für das Ökoton charakteristisch sind und sich darauf spezialisiert haben. In Ökotonen können oftmals Artenzahlen und Populationsdichten einzelner Arten größer sein als in den jeweils angrenzenden Gemeinschaften. Durch reich strukturierte Verzahnung der Übergangszonen kann die Mannigfaltigkeit und Dichte der Populationen über den Randeffekt gesteigert werden.

Die Schilfgürtel unserer Seen sind die Kernzonen des Ökotons Seeufer, bestehend aus dem Land- und dem Wasserschilfbereich (Abb. 1).

OSTENDORP (1994) beschreibt, dass die Auflockerung eines vormals geschlossenen Schilfbestandes die Zahl der ökologischen Nischen erhöht, die von einer größeren Anzahl von Arten genutzt werden können. Durch die Entstehung von Buchten, Schneisen und Schilfinseln wird die Schilf-Wasser-Grenzlinie wesentlich verlängert. Diesen Randeffekt nützen eine Reihe von Schilfbewohnern wie Pflaumenblattlaus, Laubfrosch, Purpurreiher, Zwergdommel, Rohrweihe, Rohrschwirl, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger u. a. aber auch viele Fischarten in diversen Altersstadien (WIEDERHOLZ 2001), wenn die Wassertiefe 0,5 m übersteigt.



Abb. 1: Wallersee, Wengert Moor; positiver Randeffekt zum Wasser und zum Land (2010). (Foto: Paul JÄGER)

Einen positiven Randeffekt kann auch ein reich strukturierter und dadurch verzahnter Übergang der naturbelassenen Schilfflächen zum Weidengürtel und zu Streuwiesenflächen bewirken (Abb. 2), von welchem die Bewohner der landseitigen Übergangszonen profitieren, wie z. B. der Feldschwirl (ARNOLD 1986).

Die Schilfröhrichte der mitteleuropäischen Seen gehören auf Grund ihrer die Jahrtausende überdauernden Stabilität zur azonalen potentiell natürlichen Seeufervegetation (z. B. STEINBERG 1977, LANG 1990).

Schilf pflanzt sich am schnellsten vegetativ fort, bildet aber auch aus Samen neue Bestände. Mittels molekularbiologischer Untersuchungen der Random Amplified Polymorphic DNA konnten KÜHL & NEUHAUS (1993) verschiedene Genotypen von *Phragmites australis* unterscheiden und fanden in jedem von ihnen untersuchten See spezifische Klone.

Die verschiedenen Klone spiegeln ihrer Theorie zufolge die Anpassung der Pflanze an die ursprünglichen Standortbedingungen wider. Klone aus unter-

schiedlichen Standorten zeigen daher ganz unterschiedliche Reaktionen auf neuerliche Änderungen der Standortbedingungen. Von den Schilfpflanzen, die sich einst vor etwa 10.000 Jahren (JÄGER et al., 2010) an den vegetationslosen Seeufern ansiedelten, dominieren jene Genotypen, die den konkreten Standortbedingungen am besten angepasst waren (KÜHL & NEUHAUS 1993).



Abb. 2: Das Wenger Moor am Wallersee in Bildmitte und die vorgelagerten, nach der Seespiegelanhebung 12/1999 wieder erstarkten Schilf- und Schwimmblattgürtel 2010. Hinter dem Landschilf zwischen HW2 und HW10 erfolgt jährlich Streuwiesenmäh. (Foto: Paul JÄGER)

Der Schilfbestand besitzt ein weitverzweigtes Wurzelgeflecht, dessen ältere Teile fortwährend absterben, während an jüngeren Teilen neue Halme und Rhizomsprosse entstehen. Nach RODEWALD-RUDESCU (1974) scheint dieses Rhizomgeflecht, Polykorm genannt, über Jahrtausende zu existieren und sich an Veränderungen der Umweltbedingungen, vor allem durch see- oder landseitigen Vorstoß oder Rückzug, anpassen zu können. Diese raumzeitliche Stabilität über 10.000 Jahre ist für die Schilfgürtel des Wallersees im Seeuferbereich des Wenger Moores (Abb. 1) von KRISAI & FRIESE (1986) belegt.

Ihre Grenzen findet solch eine raumzeitliche Stabilität bei natürlichen Sukzessionen, wie Verlandung von Gewässern, und in den letzten zwei Jahrhunderten vor allem durch menschliche Eingriffe in die Landschaft, wie Seespiegelregulierung, Uferverbau und Bewirtschaftung der Bestände (OSTENDORP 1994 und 2009). Den Bau von senkrechten Ufermauern hinter Schilfbeständen bezeichnet KÜMMERLIN (1993) als halbdirekte Zerstörung eines Schilfbestan-

des und zitiert BINZ (1980), der den zerstörenden Einfluss einer Ufermauer auf das Wellenklima im davor liegenden Schilfbestand graphisch darstellt (Abb. 12).

In der Zeit der Seespiegelregulierungen wurden oftmals um die Seen der Erlen-Bruchwald und der Weidengürtel zu Gunsten von Streuwiesen abgeholzt. Damit drang der Nutzungsdruck immer weiter seawärts vor. War die Streueinmäh im Schilf früherer Jahre noch wichtig für die Landwirtschaft und meist durch die seawärts zunehmende Vernässung begrenzt, so ist die moderne Fortsetzung des Schilfschnittes als Landschaftspflege (Abb. 9) bei herbstlichem Niederwasser bis ins Wasserschilf an den heutigen Seen mit künstlich gedämpften Wasserspiegelschwankungen ein Affront gegen die Intentionen der EU-Wasserrahmenrichtlinie aber auch gegen die Vorschriften des österreichischen Wasserrechtes zum Schutze des natürlichen Zustandes unserer Gewässer und der von ihnen abhängigen Landökosysteme, zu welchen die Strauchzonen und die Schilfgür-

tel um unsere Gewässer jedenfalls zählen. Naturbelassene Schilfgürtel müssen nach OSTENDORP (1994) abhängig von der Uferausbildung, der Stabilität der Ufer und vom Uferaufbau (ÖNORM M 6231, Tab. 4, 5 und 10) eine minimale Bestandestiefe von 10 bis 50 m (ohne Mähflächen!) haben, um langfristig bestehen zu können.

Die notwendige Bestandestiefe hängt in besonderem Maße von der Uferneigung und vom lokalen Wellenklima ab (BINZ 1980, BINZ-REIST 1989). Der naturbelassene Schilfgürtel muss jedenfalls zur langfristigen Bestandssicherung vom Niederwasserspiegel weiter landwärts intakt sein als die bei HW<sub>2</sub> und bei mittlerer Wellenhöhe auslaufenden Wellen reichen (Abb. 11), um seine ökologische Funktionsfähigkeit erhalten zu können. Die überlebensnotwendige Bestandestiefe eines Schilfgürtels hat daher an sehr flachen Uferbereichen eine wesentlich größere Ausdehnung als an steileren Uferpartien.

Untersuchungen am Wallersee haben ergeben, dass in den ausgedehnten Schilfgürteln um den See der Übergang vom reinen Wasserschilf in die durchwachsenen Bestände des Landschilfes vor dem Bereich der Wasserstandskote des zweijährlichen Hochwassers

## 1.1 Lebensraum Schilfgürtel

Die Uferzonen der Seen sind in ihrer ursprünglichen gewässertypspezifischen Ausprägung, z. B. in flachufrigen Gletscherrandseen des Alpenvorlandes von einer charakteristischen Abfolge von Vegetationseinheiten bewachsen. Diese Vegetationseinheiten beginnen an Land beim Schwarzerlen-Bruchwald und enden meist bei den Characeen-Rasen in den Tiefen der Seen (ÖNORM M 6231).

Die Schilfzone beginnt seewärts vor der Strauchzone der Grauweiden und dehnt sich als durchwachsenes Landschilf natürlicher Weise zwischen der Strauchzone und dem Anschlagbereich des etwa 2jährigen Hochwassers aus. Von dort entwickelt sich der reine Wasserschilfbereich bis unter die Kote des Niederwasserstandes an flacheren Seeufnern. Im Uferbereich zwischen Land- und Wasserschilf finden sich bei entsprechenden Standortbedingungen oftmals Schneiden-, Kopfbinsen- und Großseggenrieder. Im Bereich des Wasserschilfes und davor findet man oft größere Bestände der Teichbinse mit ihren hohen markgefüllten Stängeln. Vor dem Schilfgürtel beginnt die Zone der Schwimmblattpflanzen, anschließend folgen seewärts die submersen Makrophyten, welche mit der Laichkrautzone beginnen und mit den Armleuchteralgen in der Tiefe enden (ÖNORM M 6231). Die Ausbreitungsgrenzen der Makrophyten unter Wasser hängen vor allem vom aktuellen Lichtklima und vom Nährstoffangebot im See ab. Im klaren oligotrophen Fuschsee in Salzburg finden sich noch

beginnt. Die mittlere Bestandestiefe des Wasserschilfes vor den Naturschutzgebieten am Wallersee beträgt 70 – 80 m, die geringste Bestandestiefe beträgt standortbedingt 20 m.

Der Reinschilfbestand steht bei Mittelwasser 40 bis 70 cm im Wasser. Die Vorderkante der Schilffronten steht bei MW 0,90 bis über 1,40 m tief im Wasser. Tief genug, um bei Wellengang unter der Brechzone der Wellen zu liegen (JÄGER et al., 2015).

Die anschließenden Landschilfbestände haben eine mögliche Ausbreitungstiefe landwärts von weiteren 40 – 50 m. Nachdem auch diese Flächen der natürlichen Sukzession überlassen werden, zeigt die Beobachtung, dass zwischen den Anschlaglinien von HW<sub>2</sub> und HW<sub>10</sub> die Verbuschung durch Weiden beginnt.

Eine gewässerökologisch und naturschutzfachlich orientierte Schilfmahd vom Land aus darf zum Schutz des Lebensraumes Schilfgürtel jedenfalls niemals weiter seewärts gehen als bis zur Kote des HW<sub>2</sub>, um das ökologisch und naturschutzfachlich besonders wertvolle Ökoton Schilfgürtel und vor allem das Wasserschilf mit der landseitigen Buschzone in seinen Funktionen für den See zu erhalten (Abb. 2).

in mehr als 20 m Tiefe ausgedehnte Bestände von Characeen.

Schilfbestände, die von einer begleitenden Krautschicht durchwachsen sind und nur bei Hochwasserereignissen über HW<sub>2</sub> überflutet werden, werden als Landschilf bezeichnet. Den Übergang vom durchwachsenen Landschilf zum reinen Wasserschilf bildet das Schilf in der Zone der dauernden Bodenvernäsung mit einem häufigen Wechsel von Überstau und kurzem Trockenfall im Bereich unter der Kote des HW<sub>2</sub>.

Die daran anschließenden fast ganzjährig überflutenden Schilfstandorte weisen als Wasserschilf einen Reinbestand an Schilf auf, der seewärts allmählich von der Schwimmblattzone und der Unterwasservegetation abgelöst wird.

Der Übergang vom Schilf zur Schwimmblattzone erfolgt in natürlichen Gewässern an Flachufnern in Wassertiefen von 70-140 cm, bezogen auf MW. Geraten Teichbinsen durch mehrjährige Wasserspiegelabsenkung mit ihrem Standort in die Brechzone der Wellen, so bilden sie keine Überwassertriebe mit Blüten mehr aus. Auch Teichrosen produzieren unter solchen Bedingungen keine Schwimmblätter mehr sondern nur Unterwasserblätter. Mit diesen Vegetationsformen können die beiden Pflanzen viele Jahre ungünstige Standortbedingungen überdauern, um dann wieder Stängel, Blütenstände und Schwimmblätter zu produzieren (Abb. 26).

Die Vegetationseinheiten des Ufersaumes der Seen bieten einer Vielzahl von Tieren wichtige Lebensräume. Die besondere natürliche raumzeitliche Stabilität der Schilfgürtel an Gewässer ermöglicht zönotopbedingt eine große Stabilität der Zönose der Schilfbewohner im Ökoton Seeufer (SCHWERDTFEGER 1978). Die Voraussetzung für die Entwicklung und das In-Betrieb-Sein dieser speziellen Tiergemeinschaft ist das besondere Requisitenangebot dieser Jahrtausende alten Lebensräume.

Die gemeinsame Evolution von Schilf und monophagen Schilfparasiten mag nach OSTENDORP (1994) als Beispiel für die Konstanz von Schilfröhrichten über geologische Zeiträume gedeutet werden. Das notwendige Vorhandensein eines naturbelassenen Röhrichts mit seiner natürlichen Vegetationsdynamik ist nach SCHWERDTFEGER (1978) die determinative

Situation für die daran gebundene Tiergemeinschaft. Die Zönotopkapazität wird qualitativ von der Requisitenausstattung und quantitativ vom nutzbaren Requisitenangebot bestimmt. Will man die gefährdeten und geschützten Tierarten des Ökotons Seeufer erhalten, muss man ihren Lebensraum ungestört erhalten. REYRINK & HUBATSCH (1993) beschreiben das Verschwinden der Vegetation in der Uferzone der Nette-Seen als Folge von Seespiegelabsenkungen. Mit dem Verlust der Litoralvegetation brach auch die Tierwelt der Verlandungszonen dieser Seen weitgehend zusammen. Besonders und rasch betroffen waren die Schilfrüter mit Rohrdommel, Rohrweihe, Drosselrohrsänger, Zwergdommel, Knäkente, Löffelente, Rohrschwirl, Schilfrohrsänger und Blaukehlchen, die seit 1990 in diesem Gebiet ausgestorben sind.



Abb. 3: Wallersee, Wenger Moor 2010; statt bescheidgemäßem natürlichem Übergang vom Schilf zum Wald Schilfschnitt im August für Natur aus zweiter Hand; Umweltzerstörung im Ökoton Seeufer. (Foto: Paul JÄGER)

OSTENDORP (1994) listet neben Insekten, Amphibien und Kleinsäugetern vor allem viele Vogelarten wie z. B. Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger, Teichrohrsänger, Rohrschwirl, Blässhuhn, Wasserralle, Tüpfelsumpfhuhn, Kleines Sumpfhuhn, Haubentaucher, Schwarzhalstaucher, Zwergdommel, Rohrdommel, Purpurreiher oder die Rohrweihe als Brutvögel des Röhrichts auf. Drosselrohrsänger, Rohrdommel und Rohrweihe benötigen ungestört wachsende Schilfbestände mit einem hohen Anteil rispentrager Halme. WOITHON & SCHMIEDER (2004) beweisen dies an einem Bruthabitatmodell für den Drosselrohrsänger, das Grundlage und Modell für eine integrative Bewertung des komplexen Ökotons Seeufer im Sinne

des Natura 2000 Netzwerkes und der WRRL werden kann.

Das jährlich in der Wasserwechselzone zwischen den Wasserspiegelkoten HW2 und NNW aufwachsende Wasserschilf mit Altschilf aus den Vorjahren, das 2-3 Jahre als Überständler stehen bleibt, um dann die Halmknickschicht bzw. die Halmstreuerschicht zu bilden, ist für alle diese Tiere unerlässlich als Lebensraum, Deckung, Nistplatz und Futterquelle. Die Halmknickschicht ist z. B. für Rohrschwirl, Wasserralle und Kleines Sumpfhuhn ein überlebenswichtiger Lebensraum (OSTENDORP 1994). Alle diese auf natürlich Schilfbestände spezialisierten Vogelarten konnten von ARNOLD (1986) bei ihren Beobachtun-

gen 1980-1983, in der Zeit der größten Bedrängnis des Lebensraumes Schilfgürtel um die Salzburger Vorlandseen, zumindest als Brutvögel oder Durchzugsgäste noch nachgewiesen werden. Viele dieser Arten stehen auf der Roten Liste gefährdeter Vogelarten in Österreich, einige, wie die Rohrweihe, sind nach der Vogelschutzrichtlinie 92/43/EWG, Art. 4, Anh. 1, europaweit geschützte Arten.

Die wiederkehrende Schilfmahd ist für das Zönopotop Röhricht eine exogen-katastrophale Änderung der determinativen Situation, an welche sich auf Grund der jährlich wiederkehrenden Zerstörung des Lebensraumes der standortgemäßen Vegetation mit dem Mähbalken keine evolutionäre Veränderung bis zu einer neuen Klimaxgesellschaft anschließen kann (SCHWERDTFEGER 1978). Gemähte Schilfflächen ohne Überständer haben kein Altschilf und können weder eine Halmknickschicht noch die Halmstreuerschicht bilden. Sie sind zur Brutzeit der Schilfbrüter ohne Deckung und Nestbaumaterial und werden daher von den Schilfbrutvögeln streng gemieden (REYRINK & HUBATSCH 1993, OSTENDORP 1994). Nur Schilf- und Teichrohrsänger können ihre Nachbruten in mittlerweile aufgewachsene Jungschilfbestände der Streuwiesen verlegen.

Die gemähten altschilffreien Streuwiesen werden als „Natur aus zweiter Hand“ oft von Bodenbrütern des offenen Geländes, die Feuchtflächen in Sümpfen, Mooren und Sumpfwiesen (PETERSON et al., 1970) als natürliche Brutplätze bevorzugen, wie z. B. dem Kiebitz oder dem Großen Brachvogel als „Kulturfolger“ besiedelt, die aber dem Lebensraum Schilf fremd sind (OSTENDORP 1994).

Für diesen fragwürdigen „Erfolg“ wird immer noch der Lebensraum Schilfgürtel mit seinen zahlreichen hochspezialisierten und damit seltenen Tierarten bedenkenlos und manchmal trotz bestehender Verbote dem Mähbalken geopfert (siehe Abb. 3 und 4). Ganz wesentlich ist weiters, dass das Schilf möglichst weit in das Wasser vordringen kann und zeitweise im Rhythmus der lokalen natürlichen hydrologischen Zyklen höher überstaut wird.

Wenn allerdings steigende Frühjahrshochwässer oder künstliche Seespiegelanhebungen die gerade heranwachsenden Schilfhalme längere Zeit überstauen, wird die Assimilation unterbrochen, wodurch der Sauerstofftransport ins Rhizom zum Stillstand kommt. Nach DIENST et al. (2004) führt der dann anaerobe Stoffwechsel im Rhizom zur Entleerung des Kohlehydratvorrates und Wurzelteile beginnen abzustarben.

Ab einer Wassertiefe von etwa 0,5 m bezogen auf MW wird ein Wasserschilfbestand auch reich strukturierter Brut- und Lebensraum für Wasservögel und Fische. Am Wallersee wurden 2007 für diese Tiefenstufe 5,45 ha dichtes und lockeres Wasserschilf, 1,7 ha Binsen und 40 ha an Teichrosenbeständen vermessen (JÄGER et al., 2015).

Der längere Überstau von Altschilfbeständen mit dem Aufgehen des Eises und der Frühjahrsschneeschmelze ist z.B. für die Hechtbestände der Seen für ihre Fortpflanzung überlebenswichtig. Wenn im zeitigen Frühjahr mit der Schneeschmelze die Wasserstände der Seen für einige Wochen deutlich über die Mittelwasserkote steigen, ziehen die Hechte in ungemähte Rieder und das überschwemmte Altschilf mit der Halmknickschicht, um über und an der Altvegetation in 30-50 cm Wassertiefe ihre klebrigen Eier abzugeben. Nach etwa 15 Tagen, je nach Wassertemperatur am Laichplatz, schlüpfen die Larven und heften sich für weitere ca. 9 Tage an im Wasser stehende hohe Gräser, Seggen, Altschilf- und Binstängel (PETZ-GLECHNER & JÄGER 2001), um den Dottersack aufzuzehren. Erst dann wird die Brut als Junghechte schwimmfähig und beginnt im Schutz des Altschilfes mit der Jagd auf die sich in den Uferzonen gerade entwickelnden Planktonkrebse.

Für eine gesicherte Reproduktion des Hechtbestandes sollte der Überstau des Altschilfbestandes etwa 6-8 Wochen dauern. Bei kürzerem Überstau fallen Gelege trocken und noch laichwillige Hechte müssen in ungünstigeren Uferbereichen ablaichen.



Abb. 4: Wallersee, Wenger Moor, März 2009; die 2008 gemähte Streuwiese wird im Frühjahr 2009 mangels fehlender Strukturen nicht als Hechtlaiachplatz angenommen. (Foto: Martin FINSTER)

FINSTER hat im Jahr 2009 auf kurz gemähten Streuwiesenflächen am Wallersee trotz wochenlangem Überstau keine laichenden Hechte beobachten können (Abb. 4). Alle beobachteten Laichaktivitäten spielten sich in den ungemähten Seggen- und Binsenriedern der überfluteten Uferbereiche und im ungemähten Altschilf ab (Abb. 5) (JÄGER & FINSTER 2015).

Die Verlandungszonen der Seen, in welchen sich ausgedehnte Schilfgürtel entwickeln können, liegen naturgemäß im Schwankungsbereich der Seespiegelstände. Sie reagieren auf bereits geringe längerfristige

Veränderungen der Wasserspiegellagen eines Sees von wenigen Dezimetern mit deutlichen Sukzessionserscheinungen (z. B. LUFT 1993; PIROTH & PLATE 1993; GUTHRUF et al., 1993; HUBER 1993; ISELI 1993; REYRINK & HUBATSCH 1993; HERRMANN et al., 1993; JÄGER et al. 2015) Sie reagieren aber auch rasch auf Druck vom Land her wie Entbuschung der Strauchzone und Schilfschnitt (OSTENDORP 1990, 1994; RAGHI-ATRI & BORNKAMM 1980) oder Umwandlung der Uferzonen in Mähwiesen bis zur Niederwasserkote und in Erholungsbereiche mit steilen Ufermauern als Uferschutz etc.



Abb. 5: Wallersee, Seekirchner Bucht; schütterte Altschilfbestände sind die bevorzugten Hechtlaiachplätze im Frühjahr zur Zeit der Eisschmelze. Im Bild mit Sauerstoff- und Temperaturregistrierung zur Laichplatzüberwachung im März/April 2009. (Foto: Martin FINSTER)

ARNOLD (1986) hat in einer Studie zur vogelkundlichen Situation um die Salzburger Vorlandseen das immer raschere Verschwinden naturbelassener Schilfflächen und ihre Auswirkungen auf den Vogelbestand u. a. am Beispiel des Feldschwirls festgestellt, da dieser Vogel am Wallersee in manchen Uferbereichen des Wenger Moores auf der Suche nach dichter Bodenvegetation mit Altschilf als sperriger Ansitzwarte immer weiter seewärts vordringt. Für die Autorin ein Zeichen des starken Abdrängens des naturbelassenen Schilfgürtels durch Schilfmahd bis zur Wasseranschlagslinie in dieser Zeit. Die künstliche Absenkung des Seespiegels hatte damals die Schilfstreumahd im Herbst über fast den gesamten Schilfgürtel bis zur Niederwasserkote möglich gemacht (Abb. 6).

Seit 1995 ist die Streumahd in den Naturschutzgebieten um den Wallersee nach dem Wasser- und Naturschutzrecht genau abgegrenzt und nach der Seespiegelanhebung 1999 nur mehr bis hinter die Anschlagslinie des 2-jährlichen Hochwassers erlaubt, die Mähgrenzen zeichnen sich heute deutlich in der Landschaft ab (Abb. 7).

ARNOLD (1986) führt in ihrer Studie weiter aus:

*„Außer für die Singvögel, wie Rohrsänger, Schwirle und Rohrammer, ist der Schilfgürtel insbesondere für die Wasservögel, Haubentaucher, Schwäne, Enten, Blässhuhn, Teichhuhn und Graureiber von größter Bedeutung als Brut- und Nahrungsgebiet. Ab Juni bis Herbst suchen Schwärme von Staren und*

*Rauchschwalben das Schilf zum Schlafen auf. Schilfbestände (naturbelassene, nicht gemähte, Anm.) haben eine außerordentliche Bedeutung als Nahrungsreservoir für durchziehende und überwinterte Vogelarten, insbesondere für Insektenfresser. Stare, Bachstelzen, Wiesenpieper, Kiebitze, Amseln, Rotkehlchen und Zaunkönige suchen in der Schilfstreu nach Insekten.*

*Während des Zuges halten sich Laubsänger, Grasmücken, Rohrsänger und Rohrbrammern im Schilf auf. Im Winter durchstreifen Meisenschwärme das Schilf auf der Suche nach Insekten.“*

Die Bedeutung des Schilfgürtels sowie der anschließenden Schwimmblattzonen und Laichkrautgürtel für die Fischfauna der Seen, z. B. ungemähte Rieder und aufgelockerte Altschilfbestände als Laichhabitat für Hechte (JÄGER & FINSTER 2015), wird von zahlreichen Autoren zitiert. Eine Literaturübersicht findet sich z. B. in PETZ-GLECHNER & JÄGER (2015) und JÄGER & FINSTER (2015). Struktur und Funktion submerser Makrophyten als Habitat für Fische hat MÜHLBERG (2001) am Wallersee untersucht und die ökologische Bedeutung einer gewässertypspezifischen Unterwasservegetation für den Fischbestand des Sees bestätigt.

Die Entwicklung der Salzburger Fließgewässer und Seen, mit Wallersee und Wenger Moor, sowie ihre Besiedlungsgeschichte mit Fischen nach der letzten Eiszeit wird in IBETSBERGER et al. (2010) und JÄGER et al. (2010) beschrieben.



Abb.6: Wallersee, Seekirchner Bucht; der Schilfstreueinschnitt früherer Jahre ist bei etwas höherem Wasserstand (2.12.1992) deutlich zu erkennen. (Foto: Paul JÄGER)

## 1.2 Der gesetzliche Schutz des Ökoton Seeufer

Die natürliche Ufervegetation der Seen entspricht in ihrer gewässertypspezifischen Ausprägung dem Typus des entsprechenden Sees und seiner natürlichen Wasserstandsdynamik sowie seinem natürlichen Wellenklima. Der Zustand der Ufervegetation ist ein sehr sensibler Anzeiger für anthropogene Veränderungen im Regime eines Sees.

Mit der EU - Wasserrahmenrichtlinie wurden im Jahr 2000 die Makrophyten der Flüsse und Seen zu einem den ökologischen Zustand von Oberflächengewässer bestimmenden Qualitätselement. Damit kommt im gesamten EU-Raum dem Erhalt der natürlichen Ufervegetation besondere Bedeutung bei der Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen zu. Vergleiche dazu OSTENDORP (2009). Mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in österreichisches Recht wurde diesem Umstand mit der Wasserrecht-novelle 2003 auch in Österreich legislativ Rechnung getragen und der Zustand des Makrophytengürtels im Litoral, dem Uferbereich eines Sees gemäß ÖNORM M 6231 (2001), als eines der Qualitätselemente in die Bewertung der Stehenden Gewässer aufgenommen.

Die Abgrenzung der Gewässer und ihrer wasserrechtlich geschützten Randbereiche wird in § 30 (3) 2., Wasserrechtsgesetz 1959, als Schutzziel für die Gewässer wie folgt beschrieben:

Unter *Schutz der Gewässer* wird die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit von Oberflächengewässern einschließlich ihrer hydromorphologischen Eigenschaften und der für den ökologischen Zustand maß-

geblichen Uferbereiche sowie der Schutz des Grundwassers verstanden.

Zu den Umweltzielen für Oberflächengewässer wird in § 30a (3) 4., WRG 1959, der *ökologische Zustand* als die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender Ökosysteme (Gewässer, samt der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche) definiert.

Entsprechend der ÖNORM M 6231 zur ökologischen Untersuchung und Bewertung von Stehenden Gewässern reicht aus ökologischer Sicht der für den ökologischen Zustand eines Sees maßgebliche Uferbereich bei natürlichen Seen von den untergetauchten Makrophyten, der Schwimmblattzone, den Binsen und weiter über das Wasser- und Landschilf, die Seggen-, Schneiden- und Binsenrieder hinaus bis zur Strauchzone der Grauweiden. Die Ausbreitung der Strauchzone um einen See erfolgt natürlicher Weise etwa uferparallel quer zum Wasser- Landgradienten im Bereich des zweijährlichen Hochwassers.

Artenstruktur, Wuchs und Pflanzenmenge von Makrophyten in Seen können organische Belastungen und ein Überangebot an Nährstoffen anzeigen, sie reagieren aber auch sehr sensibel auf Änderungen der hydromorphologischen Bedingungen im See bezüglich Wasserhaushalt und Ufermorphologie (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung; BGBl. II 479/2006, Anl.11), wie z. B. auf Veränderungen der natürlichen Wasserspiegelstände, der Ufermorphologie und des typspezifischen Wellenklimas.



Abb. 7: Wallersee, Seekirchner Bucht; die Abgrenzung der jährlich gemähten Flächen von den seit 1999 der natürlichen Sukzession überlassenen Flächen am Seeufer ist am Farbwechsel ins Braune deutlich erkennbar (2010). (Foto: Paul JÄGER)

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBL II, 99/2010) werden im 3. Hauptstück, 1. Abschnitt, die zu verwendenden Metrics für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und im 2. Abschnitt die Qualitätsziele und Richtwerte für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten zur Beurteilung des ökologischen Zustandes der Wasserpflanzenbestände in Seen gelistet.

Als Metrics für die Zustandsbeurteilung der Makrophyten sind Vegetationsdichte, Vegetationsgrenze, Zonierung, Trophieindex und Artenzusammensetzung heranzuziehen. Der Schilf- und Binsengürtel sowie die Schwimmblattzonen der Seen reagieren besonders empfindlich auf Veränderungen des Wellenklimas und der Ufermorphologie der Seen. Mechanische Schädigungen, oft gefolgt von Schilffäule in eutrophen Gewässern, bis zur gänzlichen Zerstörung dieser Wasserpflanzenbestände können die Folgen sein. Die submersen Makrophyten reagieren auf Nährstoffeinträge und Veränderungen des Lichtklimas in Seen als Folge sich ändernder Phytoplanktondichten. In weiterer Folge leiden die an diesen Lebensraum gebundenen Tierarten, insbesondere Fische und Vögel in ihren diversen Lebensstadien. Bei der Ermittlung des ökologischen Zustandes von stehenden Gewässern ergeben sich daraus Folgeprobleme für die Bewertung der Qualitätselemente Makrophyten und Fische gemäß Wasserrecht. Behördlicher Handlungsbedarf entsteht.

Die Mitgliedsstaaten der EU sind nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie verpflichtet, Störungen der Ufervegetation der Seen, welche zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustandes von Seen führen

oder bereits geführt haben, im Rahmen des Verbesserungsgebotes bis zum Erreichen des guten Zustandes zu sanieren und Projekte im Sinne des Verschlechterungsverbot zu verhindern, welche Verschlechterungen begründet befürchten lassen (siehe dazu auch OSTENDORP 2004 und 2009).

Die negativen Auswirkungen auf den natürlichen Vogelbestand betreffen international die Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (RL 92/43/EWG) und die Vogelschutzrichtlinie der EU (RL 79/409/EWG), national die Naturschutzgesetze der Länder. Am Bodensee haben WOITHON & SCHMIEDER (2004) mit ihrem Bruthabitatmodell für den Drosselrohrsänger, eine wichtige Grundlage für eine integrative Seeuferbewertung im Sinne des Natura 2000 Netzwerkes und der WRRL geschaffen.

Die artenreiche Vogelwelt naturbelassener Seeuferökotone ist von höchstem naturschutzfachlichem Wert und war mit ein Grund in Salzburg im Zuge des Hochwasserschutzprojektes Seekirchen und der Seespiegelanhebung Wallersee (1993) in den Bewilligungsbescheiden des Wasserrechtes und ergänzend zu den Zielen des Gewässerschutzes auch in den Naturschutzbescheiden in drei ausgedehnten Naturschutzgebieten rund um den See die Uferzonen bis hinter die Anschlaglinie des HW2 als Ersatzlebensräume der ungestörten Sukzession zu überlassen und jeden Eingriff zu unterlassen (Abb. 1).

Der bereits sicht- und messbare Erfolg bezüglich des Wiedererstarkens der Ufervegetation des Sees bestätigt die Richtigkeit der Entscheidung (JÄGER et al., 2015).



Abb. 8: Wallersee, Seekirchner Bucht; ein zehnjährliches Hochwasser am Bayerhamer Spitz 2002; Schilfbereich und Weidengürtel sind überschwemmt. (Foto: Paul JÄGER)

### 1.3 Die Bonitierung von Schilfröhrichten nach OSTENDORP (1994)

OSTENDORP (1994) hat mit der Bonitierung von Schilfröhrichten einen Weg gefunden, den ökologischen Wert und die Einzigartigkeit dieses wichtigen Lebensraumes im Ökoton Seeufer nicht über einen möglichen Ertrag sondern über eine Reihe von wichtigen ökologischen Leistungen für das Ökosystem See und die umgebenden Landschaftselemente zu bestimmen.

Nach OSTENDORP (1994) nehmen Schilfbestände drei wesentliche landschaftsökologische Funktionen wahr:

1. Artenschutzfunktionen als Strukturelemente und Nahrungspflanzen im Lebensraum einer hochspezialisierten Fauna ( Insekten, Amphibien, Vögel, Fische).
2. Uferschutzfunktion; biegsame Halme dämpfen die Energie einlaufender Wellen, die Rhizome festigen das Ufersediment. Für den Uferschutz ist besonders die potentiell hohe raumzeitliche Stabilität der Röhrichte von Bedeutung.  
Intakte Vegetationseinheiten, insbesondere die Weidenzone sowie die Schilf- und Schwimmblattbestände, sind der natürliche und dauerhafte Erosionsschutz für die Seeufer (OSTENDORP 1994 und 2009).
3. Pufferfunktion zum Nutzungsdruck um die Seen, möglicher Schadstofffilter zum intensiv genutzten Umland.  
Intakte naturbelassene Vegetationseinheiten rund um die Seen sind ein wichtiger Puffer zur intensiven Landwirtschaft.

Diese Funktionen werden in besonderer Qualität von Beständen des Gemeinen Schilfes (*Phragmites australis*) wahrgenommen (OSTENDORP 1993 a). Die Erfüllung dieser landschaftsökologischen Funktionen hängt von der Vitalität, der standörtlichen Eignung, der raumzeitlichen Stabilität, der Flächengröße und von der strukturellen Diversität des Bestandes ab (OSTENDORP 1993 a).

Mit der Bonitierung der Schilfbestände erarbeitete OSTENDORP (1994) eine Bewertungsmethode, welche den vielschichtigen Wertigkeiten der Schilfbestände in allen ihre Erscheinungsformen Rechnung trägt.

Besonders gut wird demnach ein Schilfbestand bewertet, der seine hohe raum-zeitliche Stabilität über Jahrhunderte bewahren konnte.

Vom Wallersee weiß man z. B., dass zur Erstehung der großen Randmoore des Sees über Schilftorflagen bis zum Hochmoor ein Seespiegelkontinuum von etwa 10.000 Jahren notwendig war, welches erst 1886/87 durch eine Seespiegelabsenkung um 4-5 Fuß wesentlich verändert wurde KRISAI & FRIESE (1986). Für die Bonitierung der Schilfbestände werden folgende Kriterien herangezogen:

1. Vitalität und standörtliche Eignung
2. Raumzeitliche Stabilität des Bestandes
3. Flächengröße des Bestandes
4. Strukturmerkmale und strukturelle Diversifizierung
5. Exklusivität des Röhrichts für seine landschaftsökologischen Funktionen (besonders Erosions- und Artenschutz)
6. Jede aktuelle Zustandsform eines Röhrichts hat besondere und spezielle landschaftsökologische Funktionen, die mit den vielen Sukzessionsstadien eines Schilfsaumes im Raum-Zeitgefüge ineinander übergehen, die sich aber im jeweiligen Zeitfenster durchaus konkurrieren können.

So stehen möglicherweise Parameter, die eine hohe Stabilität, Produktion und Vitalität erzeugen, der hohen Artendiversität eines sich auflösenden Schilfbestandes gegenüber.

Für eine optimale Biotopstruktur der Röhrichte müssen nach OSTENDORP (1994) noch weitere strukturelle Bedingungen erfüllt werden wie zeitweise Überschwemmungen des gesamten Bestandes (Abb.6) und ausreichende Wassertiefen (>0,5 m) im Wasserschilfbereich, das Vorhandensein von mehrjährigen Überständern, einer Halmknickschicht und einer Schilftreuschicht sowie von offenen Halmen (durch Vögel bei der Suche nach Larven und Puppen endophager Insekten, durch seebedingten Halmbruch durch Eisgang, Treibholz, Beweidung durch Wasservögel etc.). OSTENDORP (1994, ergänzt) gibt in der folgenden Tabelle eine Übersicht über die für die Vitalität von Schilfbeständen günstigen bzw. nachteiligen Faktorenkonstellationen:

Tab 1: Verschiedene Faktoren beeinflussen die Vitalität von Schilfbeständen (nach OSTENDORP 1994, ergänzt)

Faktoren	Günstig für Vitalität	nachteilig	Bemerkungen
Substrat	mineralisches Substrat kalkreich	rein organisches Substrat	
Wasserstand	Wasserstand 0 bis 1,0 m über Rhizom Rhizomvorderkante unter der Brechzone der Wellen	Wasserstand >0,20 m unter Flur längerdauernde Hochwässer in der Aufwuchsperiode	
Lichtversorgung	volles Sonnenlicht	Lichtmangel durch Beschattung, Gehölze etc.	zur Beschattung durch Gehölze kommt die Wurzelkonkurrenz
Nährstoffversorgung	gewässertypspezifische Nährstoffversorgung Reduktion der Nährstoffe	Nährstoffversorgung hoch Düngung in unmittelbarer Nähe bzw. oberhalb von Schilfstandorten	hohe Nährstoffversorgung führt zu kleinen, schwachen Halmen bei hoher Dichte
Beweidung (Vögel, Säuger)		Wasservogel Bisam Nutria	
Befall durch phytophage Insekten		Zweipunkt-Schilfeule ( <i>Archanara</i> ) Schilfkäfer <i>Donacia</i>	Vielerorts auch als Ursache des Schilfsterbens erkannt
Befall durch phytophage Pilze		Keine dauerhaft nachteiligen Auswirkungen bekannt	
mechanische Faktoren		Wellengang Treibgut Eisgang	Bruch und Absterben der Halme, Kompensation durch Aus- trieb von Seitensprossen
anthropogene Faktoren Schilfschnitt	Rodung verholzter Flächen <u>keine Mahd</u> Aufgabe der Streuwiesen- nutzung	Sommermahd Winterschnitt, Winter- brand Befahren mit schwerem Arbeitsgerät	geringere Halmdurchmesser und -längen bei höherer Halmdichte, Zerstörung und Absterben der Rhizome
Badezugang	Badezugang über schmale Stege über die Schilffront hinaus, Boote vor dem Schilf	befestigte Badezugänge im Schilf, Aufschütten von Schilfflächen schwappende Boote im Schilf	Absterben der Rhizome  Knicken der Halme

## 1.4 Die Zerstörung der Seeufervegetation – Bonitätsverbesserung durch Schilfschnitt ?

### Ursachen der Schilferstörung

Die Erlenbruchwälder und das Weidengebüsch wurden an vielen Seen gerodet und die entbuschten Flächen in Streuwiesen umgewandelt. Das nun landseitig vordringende Schilf wird durch jährliche Mahd meist bis weit seewärts „nieder“ gehalten, es verliert dadurch aber seine wichtigen ökologischen Funktionen für eine große Anzahl von Tierarten des Lebensraumes Röhricht. Seespiegelregulierungen ermöglichen unter dem Titel Landschaftspflege oft Schilfmahd bis zur Niederwasseranschlagslinie.

Änderungen der Flächennutzungen und bauliche Veränderungen der Seerandgebiete durch senkrechte Ufermauern mit Geländeanhebungen bewirkten weiteren Druck auf die Röhrichtbestände. Dadurch kam vielerorts der Schilfgürtel in den Interessenskonflikt mit den landseitigen Nutzungen und wurde oft bis zum Verschwinden verkleinert.

Die Zerstörung der Schilfgürtel der Seen führt in der Folge zu immer zu drastischen Bestandsverlusten bei den von diesem Lebensraum abhängigen Tierarten insbesondere den Insekten, Kleinsäugetern, Vögeln

und Fischen. Die Ursachen für die Zerstörung der Uferzonen von Seen und deren Schilfbeständen werden von zahlreichen Autoren diskutiert z. B. KLÖTZLI (1969, 1971, 1974), BINZ (1980), BINZ-REIST (1989), FUCHS (1983), LUFT (1993), HUBER (1993), ISEL (1993), KRAUSS (1993), PIROTH & PLATE (1993), REYRINK & HUBATSCH (1993), OSTENDORP (1987), DIENST et al. (2004), SCHULZ (2004), OSTENDORP et al., (1994), OSTENDORP (2009), JÄGER et al., (2015):

#### Natürliche Ursachen

- Eisstoß
- Ausfrieren der Wurzelstöcke bei extremen Niedrigwasserständen im Winter
- besonders intensiver Insektenbefall
- Abernten der Halme durch Bisamfraß
- Auswaschen des Wurzelgefüges durch langdauernde extreme Niedrigwasser
- Langes Überstauen der wachsenden Junghalme durch Hochwässer oder künstliche Wasserstands-

schwankungen mit Unterbrechen der Assimilation

- Abernten der jungen Sprossspitzen durch Wasservögel
- Veränderung des Wellenklimas durch Klimaänderungen, Häufung von Starkwindereignissen, Änderungen der Niederschlagshäufigkeit und Niederschlagsverteilung im Jahr
- Beschattung der Schilfflächen durch Überwachsen mit Hochstauden und Bäumen als Folge von Seespiegelabsenkungen

### **Künstliche Ursachen**

- Umwandlung des Erlenbruchwaldes und des Weidengürtels in Streuwiesen, Einmahd in den Schilfgürtel bei NW
- steile Verbauung der Ufer, Flachufer mit einer Neigung von < 1:5 werden Steilufer mit einer Neigung > 1:1
- (ÖNORM M 6231)
- Schilfschnitt im Sommer
- Schilfschnitt im Winter bei Niederwasser und Ausfrieren der Wurzelballen durch Trockenfallen
- Veränderung des Wellenklimas im Bereich der Schilfstandorte durch Seespiegelabsenkung oder Seespiegelaufstau
- Bau von Ufermauern hinter Schilfbeständen, Tieferlegen der Gewässersohle vor Schilfbeständen
- Verstärkter Wellenschlag von großen Motorschiffen in Verdrängerfahrt
- Verstärkte mechanische Belastung der Schilfhalme durch Behang mit Algenwatten in eutrophierten Gewässern
- Verstärkte mechanische Belastung des Schilfs durch Treibgut aus Zubringern bei Hochwässern
- Schwoien von ankernden Booten, Badeflößen
- Belegen von Badezugängen durch den Schilfgürtel mit Betonplatten
- Aufschütten von Schilfuferbereichen

### **Bonitätsverbesserung durch Schilfschnitt ?**

Schilf wurde im Herbst und Winter an vielen Seen als Rohstoff maschinell geschnitten und verwertet (Übersicht bei RODEWALD-RUDESCU 1974). Mit dem sinkenden Interesse am Rohstoff begann die Zeit des Schilfschnittes als Pflegeeingriff unter dem Titel Naturschutz. Die zum großen Teil verheerenden Konsequenzen für die landschaftsökologischen Funktionsbereiche auf den Lebensraum Schilfgürtel wurden im Pflegeeifer völlig außer Acht gelassen.

Die Frage, ob Schilfschnitt im Winter zu einer Verbesserung des Lebensraumes Röhricht führt, hat OSTENDORP 1977-1980 am Bodensee mit zahlrei-

chen Winterschnittversuchen untersucht und 1987 publiziert.

Seine Ergebnisse:

*„Schilfschnitt führt sowohl landseits als auch in den seewärtigen, (überschwemmten, Anm.) Röhricht zu einer beträchtlichen Veränderung der Bestandsmerkmale im Vergleich zu ungeschnittenen Schilfflächen:*

- die abgestorbenen Schilfüberstände werden quantitativ entfernt
- die Halmknickschicht wurde beseitigt, die Mächtigkeit der Streuschicht beträchtlich verringert
- die Gesamthalmdichte nahm um 75 % zu
- die Halmdurchmesser und -längen sanken um 12 bzw. 13 %
- der Anteil der rispenträgenden Halme an der Gesamtpopulation nahm um 16 % ab, während die rispenlosen Sekundärtriebe ihren Anteil um 81 % steigerten
- die Bestände wurden durch lokale Ausfälle (Beschädigung der Rhizome) lückiger.“

Die Auswirkungen des Schilfschnittes auf die landschaftsökologischen Funktionen intakter Schilfgürtel werden von OSTENDORP folgend angegeben:

- „die Uferschutzfunktion wird überwiegend negativ beeinflusst (geringer Anteil rispenträgender Halme, Bestandsauflichtung, Beseitigung der Überstände)
- die Artenschutzfunktion wird, was die Schilfbrutvögel betrifft, überwiegend nachteilig beeinflusst, lediglich Amphibien und stoppelüberwinternde Arthropoden dürften von der Erhöhung der Dichte offener Stoppeln profitieren
- die Pufferfunktion intakter Schilfflächen zwischen der intensiven Landwirtschaft und sonstigen Seeuferinteressenten wird ausgeschaltet, der Nutzungsdruck erreicht ungemindert das Seeufer.“

Resümee OSTENDORP (1987):

*„Der Winterschnitt wirkt sich für die landschaftsökologischen Funktionen des Schilfgürtels negativ aus, sodass von der Wintermahd seewärtiger Röhrichte abzuraten ist.“*

Die von OSTENDORP beobachteten Veränderungen des Röhrichts durch Schnitt lassen sich *„als exogen-katastrophale Änderung der determinativen Situation des Zönotops und seiner Tier- und Pflanzengesellschaften“* im Sinne von SCHWERDTFEGGER (1978) überall in gleicher Weise bei Streuwiesenschnitt beobachten.

Schilfschnitt bis zum Niederwasser (Abb. 9) führt im nächsten Jahr zu schwächeren und kürzeren Sprossen, zur Reduzierung der Basaldurchmesser sowie der Blattzahlen und damit der Assimilationsfläche, insbesondere wenn er bereits im Sommer erfolgt. Er reduziert die mögliche Reservestoffeinlagerung ins Rhizom und schwächt damit den Neuaustrieb des Wasserschiefes im nächsten Frühjahr.



Abb. 9: Wallersee, Fischach; Schilfschnitt bis ans Wasser; hier temporäre Pflegemaßnahme zur Aushagerung der bis 1995 intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen, rechts die Situation 2010, vier Jahre nach Beendigung der Schilfmahd. (Fotos: Paul JÄGER)

Solche Schilfbestände erleiden bereits bei natürlichen Witterungsabläufen in der Brandungszone der Seen häufiger Halmverluste, die wiederum die Bildung von Sekundärsprossen anregen, welche die Reservestoffe in den Rhizomen weiter reduzieren und damit den Bestand schwächen. Nach den Beobachtungen von OSTENDORP (1990) aber auch von JÄGER et al. (2015) am Wallersee braucht ein derart geschwächter Schilfbestand nach Aushagerung und Beendigung der Schilfmahd 5 bis 10 Jahre, um solche Defizite auszugleichen, einen kräftigen Bestand zu entwickeln und wieder seewärts vorzuwachsen.

Für die Wiederherstellung intakter Röhrichte gibt es zahlreiche Vorschläge und Beispiele aus der Literatur (z. B. ISELI 1993, SCHÖLLHORN 1993, KRUMSCHEID-PLANKERT 1993, KNAUER 1993, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993, SCHRANZ 1995, OSTENDORP 1993b und 2009, SCHMIEDER 2004, JÄGER et al. 2015), Beispiele siehe Kapitel 4.

Entscheidend sind drei Faktoren:

- Nährstoffreduktion im See und im an den Schilfgürtel angrenzenden Umland
- Zurücknehmen der Schilfmahd hinter die Land-/Wasserschilfgrenze
- die vordere Schilffront muss in großen Seen mit starkem Wellenangriff bei MW mindestens 1,20 m im Wasser stehen

Eindrucksvoll ist die Regeneration des Schilfgürtels des Wallersees 10 Jahre nach Aushagern der Schilfstandorte, dem Wiederanheben des abgesenkten Seespiegels und dem Zurückdrängen der Streuwiesenmahd in das Landschilf bis zur Zone des Weidengürtels (JÄGER et al., 2011). Allen Bemühungen gemeinsam ist, dass die Wiederherstellung ökologisch wertvoller Röhrichtbestände nur dann Erfolg hat, wenn die Ursachen der Zerstörung gefunden und entscheidend gedämpft oder gänzlich beseitigt werden können.

## 2. Die Vermessung von Schilf- und Makrophytenbeständen

Die Vermessung von Schilf- und Makrophytenbeständen an den Seeufern setzt ein möglichst genaues Vermessungssystem voraus, wenn man die Fluktuationen der Vegetationseinheiten der Uferzonen in Richtung See oder Land und ihre Abhängigkeit von Wasserstandsschwankungen beurteilen will. Nach Untersuchungen von DIENST et al. (2004) ist in günstigen Jahren am Bodensee eine seeseitige Ausdehnung des Schilfes um bis zu 0,5 m/a möglich. Damit kann bei flächigen Aufnahmen von Wasserpflanzenbeständen nur ein hochauflösendes Ortungssystem zum Einsatz kommen.

Luftaufnahmen (Orthofotos) von Seeufern dienen einer ersten Orientierung für die Planung von Untersuchungsstrategien für die Zonierung der emersen Ufervegetation sowie der Schwimmblattzonen gemäß ÖNORM M 6231. Da man aus der Luft die Wasser-

anschlagslinie in Schilfbeständen nicht erkennen kann und Makrophyten viele Meter in die Tiefe wachsen, sind Luftaufnahmen allein für detaillierte Untersuchung der Litoralvegetation ungeeignet.

Von JÄGER et al. (2002 und 2004) wurde auf Grund der Erfahrungen mit der bislang angewandten Methoden und ihrer relativ ungenauen Verortung eine sehr genaue Untersuchungsmethode mit Echosondierung und Positionierung über dGPS und mit einer Positionsgenauigkeit von ca. 10 cm entwickelt, bei welcher man in einem ersten Schritt die Seewanne exakt modelliert und diese dann in das digitale Land-Geländemodell einpasst. Es entsteht so ein digitales Tiefenmodell der Seewanne verschnitten mit dem Geländemodell der Landvermessung. Wesentlich dabei ist die genaue Aufnahme der Mittelwasseranschlagslinie, meist durch Begehung (in Röhrichten

und Gebüsch) oder vom Boot aus, als Schnittstelle zwischen dem Tiefenmodell des Sees und dem umgebenden digitalen Land-Geländemodell. Die Schichtenlinien des Seebeckens sind im Modell von -5 m bis +3 m um die Mittelwasseranschlaglinie in 10 cm-Stufen dargestellt, ab 5 m Tiefe in größeren Schritten von 0,5 und 1 m. Dieses Geländemodell ist auch für die Wasserwirtschaft zur Hochwasserprognose von größtem Wert.

Die Ausdehnung des Weidengürtels und des Landschilfes wird durch Begehung oder aus repräsentativen Orthofotos ermittelt. Die seeseitigen Ausbreitungsgrenzen der Schilf-, Binsen- und Schwimmblattbestände und die Ermittlung von Dichteklassen werden mit flachgehenden Elektrobooten umfahren und über Echosondierung mit gleichzeitiger Positionierung der Pflanzenbestände lage- und tiefenmäßig vermessen.

Die Erfassung der Vegetationseinheiten der Unterwasserflora und ihrer Ausbreitungsgrenzen erfolgt flächig über eng nebeneinander gefahrene Tiefenprofile vom Land bis zur unterwasserseitigen Ausbreitungsgrenze und zurück. Die Echosondierung erfasst die submerse Vegetation ab einer Wuchshöhe von

etwa 10 cm und einer Wassertiefe von 0,5 m. Weiters kann der Seeboden in schlammige/sandige und feste/felsige Bereiche unterschieden werden.

Diese Methode bietet als einzige über Zeitreihen mit ausreichender Genauigkeit die Voraussetzung für eine exakte Beobachtung linearer und flächiger Veränderungen der Ufervegetationseinheiten an und in Gewässern.

Anhand der Basiskartierung werden dann von Botanikern, in der Regel in Transekten, die einzelnen Vegetationseinheiten untersucht. Ab der Schwimmblattzone erfolgen die Aufnahmen im Flachufer vom Boot aus, im tiefen Wasser über Betauchung.

Die Methodik der Untersuchung ist in JÄGER et al. (2004) beschrieben. Die praktische Anwendung und die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß ÖNORM M 6231 und insbesondere nach dem „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“, Teil B3 – Makrophyten, des BMLFUW (2010) entsprechend den Vorgaben der QZV Ökologie OG (2010). Für die Beurteilung des ökologischen Zustandes von Schilfbeständen ist zusätzlich zur Erhebung der längenzonalen und flächigen Ausdehnung und der hydromorphologischen Bedingungen des Standortes die Ermittlung der Schilfkennwerte wesentlich.

**Für die Beurteilung des ökologischen Zustandes der Röhrichte sind nach OSTENDORP (1994), ÖNORM M 6231 (2001) und JÄGER et al. (2011) folgende Bilanzen und Parameter von Bedeutung:**

*Ufermorphologie und Uferzonierung*

- Natürliche und aktuelle Uferausbildung nach ÖNORM M 6231, Tab. 4
- Natürliche und aktuelle Zonierung der Ufervegetation nach ÖNORM M 6231, Tab. 11
- Längenschnitt im Land- Wassergradienten mit hydrologischen Kenndaten des Seewasserstandes und botanischer Abgrenzung der Wasserstandskoten des reinen Wasserschilfes vom allmählich durchwachsenen Landschilf
- Ausdehnung von Stoppelfeldern unter Wasser, Lage, Fläche und Uferlänge
- Uferlänge schwebender Schilfwurzelstöcke, Lage, Uferlänge
- Durch Eisstoß früherer Jahre geschädigte Uferpartien, Lage, Uferlänge

**R a n d e f f e k t** nach OSTENDORP 1994

- Länge der Streuwiesen/Gebüsch- Grenzlinie) in Relation zur Uferlänge
- Länge der tatsächlichen Schilf-Schwimmblatt-Wasser-Grenzlinie in Relation zur Uferlänge bei MW

*Flächenbilanzen*

- Flächige Ausdehnung des gesamten Schilfbestandes, gegliedert nach Land- und Wasserschilf
- flächige Ausdehnung des Wasserschilfes bezogen auf MW und auf die Kote des botanisch ermittelten Überganges zum Landschilf
- flächige Ausdehnung des Wasserschilfes, welches in einer Wassertiefe von mehr als 0,5 m steht, bezogen auf MW
- Ökosystemare Bestandserhebung der emersen Makrophyten nach Artenbestand und Dichteklassen nach JÄGER et al. (2015), Tab. 4, Tab. 2
- nach JÄGER et al. (2015), Tab. 4, Tab. 2

*Schilfvitalität in den Transekten*

- Arten und Anteile der helophytischen Begleitvegetation im Landschilf sowie von Algenwatzen und allfälligen weiteren Wasserpflanzen im Wasserschilf
- Positionierung der Zonen mit verschiedenen Halmlängen, Überständern, Knickhalmen und der Schilfstreuschicht sowie der Zone des durchwachsenen Landschilfbereiches im Transekt
- Allfälliger Schilfschnitt mit Höhenkote bezogen auf MW, Zeitpunkt
- Allfällige Düngung der gemähten Uferbereiche, Zeitpunkt

**H a l m k l a s s e**

- Halme mit Rispe (deutlich und vollständig ausgebildete Rispe)
  - Halme mit veränderter Rispe, Rispe aufgrund parasitierender Insekten im frühen Entwicklungsstadium geblieben oder gar nicht mehr ausgebildet
  - Halme mit Gallen, meist zigarrenförmige Verdickungen an den obersten Internodien
  - Halme ohne Rispe, Rispe fehlt völlig
  - abgebrochene oder abgeweidete Halme, durch mechanische Einwirkungen (Wellen, Menschen, Tiere ...) abgebrochen
  - Leghalme, durch Starkwind und/oder Schnee in Windrichtung gelegte Schilfbestände
- H a l m d i c h t e : Anzahl der Halme/m<sup>2</sup>  
(Abb. 17)
- H a l m l ä n g e :

- Gemessen von der Substratoberfläche bis zum Rispenansatz bzw. zur Ligula des obersten Blattes; Einheit cm.

**B a s a l d u r c h m e s s e r :**

Durchmesser des Halmes unmittelbar an der Substratoberfläche bzw. knapp darüber gemessen (da durch das Abschneiden bisweilen leichte Deformationen der Halme knapp ober- und unterhalb der Schnittstelle auftreten); Einheit mm.

**B l a t t z a h l e n :**

Mit der Ermittlung der Blattzahlen der Halme kann auf die Assimilationsleistung des Schilfes geschlossen werden. Man zählt die Blätter pro Halm in den verschiedenen Halmklassen.

In Tabelle 2 sind die Parameter einer ökosystemaren Bestandserhebung für emerse Makrophyten gelistet.

Tab. 2: Ökosystemare Bestandserhebung von emersen Makrophyten am Wallersee (JÄGER et al., 2015)

Ökosystemare Bestandserhebung von emersen Makrophyten Artenbestand und Dichteklassen	Ökosystemare Klassifizierung der Bestände Bestandsflächen und Dichte
<b>Landschilf</b>	Landseitige Grenzen bilden andere Vegetationseinheiten und Nutzungen wie die Grüne Linie am Wallersee Im Wallersee ab Kote HW 2 bzw. 506, 5 m ü. A. landwärts
Durchwachsener Schilfbestand	<b>Im Wallersee von Kote HW2 bzw. 506,5 m ü. A. seewärts</b>
<b>Wasserschilf</b>	
Reiner Schilfbestand	Bestandsfläche, Dichte 50 bis an die 300 Halme pro m <sup>2</sup>
Dichter / sehr dichter Schilfbestand	Bestandsfläche, Dichte 1 bis 50 Halme pro m <sup>2</sup>
Lockerer Schilfbestand	Bestandsfläche, Einzelhorste
Schilfbestand in Horste aufgelöst	Bestandsfläche und m <sup>2</sup> Schilf in der Bestandsfläche
Schilf Einzelhalme	Bestandsfläche, Dichte < 1 Halm pro m <sup>2</sup>
Binsenbestand	Bestandsfläche, Dichte > 50 Stängel pro m <sup>2</sup>
Dichter Binsenbestand	
Lockerer Binsenbestand	Bestandsfläche, Dichte 1 bis 50 Stängel pro m <sup>2</sup>
Binsen Einzelhalme	Bestandsfläche, Dichte < 1 Stängel pro m <sup>2</sup>
Schwimblattpflanzen	Bestandsfläche

Die Ermittlung der Vitalitätsparameter der Schilfbestände vor Ort hat im Vergleich mehrerer Jahre zu

Zeiten vergleichbarer Vegetationsentwicklung zu erfolgen, jedenfalls aber nicht vor Juli.

### 3. Das Wellenklima in den Uferbereichen der Seen

Die Wellentheorie in allen ihren Facetten ist eine höchst komplizierte physikalische Spezialdisziplin. Die wichtigsten grundsätzlichen Beziehungen bezüglich Wellenklima, Ufererosion, Seespiegelstand und Schilfrückgang hat BINZ (1980) als „Ingenieurproblem“ bezeichnet und beschrieben. Zahlreiche Autoren haben diese Zusammenhänge bestätigt.

Die Seen und ihre Ufer stehen bezüglich der Uferausbildung, der Uferstabilität und dem Wellenklima im See in einem dauernden dynamischen Gleichgewicht aus Abtrag und Aufandung. Entscheidende Kenngrößen für das dynamische Gleichgewicht sind das natürliche und das allenfalls künstlich überlagerte Wellenklima sowie der natürliche oder künstlich veränderte Jahresgang des Wasserspiegels eines Sees. Aus dem natürlichen Wellenklima eines Sees kann man die mittlere Wellenhöhe am Brandungsufer der jahreszeitlich vorherrschenden Winde ableiten.

Anthropogenen Belastungen werden dann zum Problem für die Ufer der Seen, wenn sie die Erosionskräfte des natürlichen Wellenklimas auf Dauer übertreffen. Siehe dazu auch Kap. 3.2.

Die natürlichen Wellen auf Seen entstehen durch Windeinwirkung auf die Seeoberfläche. Die Höhe der natürlich entstehenden Wellen hängt von der Windgeschwindigkeit, von der Streichlänge des Windes über die Seeoberfläche, von der Breite und Form der vom Wind überstrichenen Fläche, der Streichfläche oder des Windfeldes, von den maßgeblichen Windrichtungen, sowie von der Winddauer ab (BINZ-REIST 1989).

Natürliche stehende Wellen entstehen auf Seen bei Wind durch Reflektion der einlaufenden Wellen vor natürlichen Steiluferabschnitten, wie Felswänden u. ä.

Langjährige Beobachtungen am Wallersee im Rahmen der Ökosystemstudie „Projekt Vorlandseen“ (LAND SALZBURG 1986) haben gezeigt, dass bei unverändertem Wellenklima des Sees die Wasserspiegelabsenkung um ca. 50 cm über 30 Jahre zu einer Auflö-

sung des Schiffgürtels in jenen Uferbereichen geführt haben, die besonders dem Wellenangriff ausgesetzt sind. Düngung vom Land her und Eutrophierung des Sees schwächten zusätzlich die Halme.

Als natürliches Wellenklima für diese Erscheinungen wurden die am Wallersee während der kontinentalen Wetterperioden im Frühjahr und im Herbst vorherrschenden Ostwinde mit Windstärken um 4 Bft sowie die während der Westwetterlagen im Sommer mit Westwinden um 4 Bft und gelegentlichen Starkwind bis 6 Bft charakterisiert.

Bei diesen Winden entstehen am Wallersee Wellen mit einer mittleren Wellenhöhe um 40 cm mit beginnender Schaumkronenbildung und einer Wellenlänge von ca. 3 m. Diese Wellen markieren an flachen, sandigen Seeböden Rippelmarken ab einer Wassertiefe von 1,2 m bis zur Brechzone am Ufer in einer Wassertiefe von etwa 20 cm.

Solche Kenndaten aus langjähriger Beobachtung sind für die Beschreibung des Wellenklimas eines Sees, im Idealfall mit Hilfe meteorologischer Daten, welche an den Vorlandseen in Salzburg während einer intensiven Untersuchungsphase im Rahmen des Projektes Vorlandseen (LAND SALZBURG 1986) über eine Klimastation gemessen wurden, unerlässlich.

Künstliche Wellen auf Seen werden vor allem durch Motorschiffe erzeugt. Besonders hohe Wellen erzeugen große Fahrgastschiffe in Verdrängerfahrt.

Künstliche stehende Wellen entstehen auf Seen durch Reflektion von Wellen an senkrechten Ufermauern in ursprünglich flachen Uferbereichen.

Für die ökologische Beurteilung einer anthropogenen Veränderung des Wellenklimas ist es wichtig zu wissen, ob künstliche Wellen an Höhe und Dauer das natürliche Wellenklima überlagern.

Für die Beurteilung der Stabilität der Uferzonen der Seen, der Schilfbestände sowie der Binsengürtel und Schwimmblattzonen von stehenden Gewässern ist die Untersuchung dieser Zusammenhänge unabdingbar.

#### 3.1 Kenngrößen aus der Wellentheorie nach BINZ (1980) und BINZ - REIST (1989)

Die Wellenhöhe beschreibt die Distanz zwischen Wellental und Wellenkamm. Die Länge einer ungestörten natürlichen Welle eines Sees beträgt das Siebenfache der Wellenhöhe.

Stehende Wellen entstehen durch Reflektion der einlaufenden Wellen an Ufermauern, Felswänden etc. und Überlagerung der zurückgeworfenen Wellen mit den einlaufenden Wellen. Sie finden sich vor Ufermauern in einer Uferdistanz bis zum 15-Fachen

der Wellenlänge der einlaufenden Wellen. Diese stehenden Wellen sind infolge der Überlagerung höher als die einlaufenden Wellen. Dem zufolge reicht ihre mechanische Energie tiefer in das Wasser.

Durch die Reflexion und durch die Beschleunigung der Uferlängsströmung entsteht in flachen Uferabschnitten eine Erhöhung der Wellenenergie und somit eine erhöhte Erosionsleistung in den benachbarten Uferabschnitten (ISELI 1993). Im Extremfall

kann sich eine stehende Welle mit doppelter Amplitude aufbauen (BINZ 1980, KÜMMERLIN 1993). In solchen Uferzonen wachsen zum Beispiel Laichkräuter wie *Potamogeton perfoliatus* nicht mit langen Trieben zur Wasseroberfläche, sondern nur mit verästelten Kurztrieben quasi als „Bodendecker“. Schilf- und Binsenbestände sind hier stark erosionsgefährdet und verschwinden nach einigen Jahren des Wellenangriffes.

Auch das Makrozoobenthos reagiert auf solche Strömungsbedingungen. So wurden in Untersuchungen vor Schilfufeln vermehrt Stillwasserarten gefunden, während vor verbauten Ufern die torrenticolen Arten dominierten (KNAUER 1993).

Bei den windinduzierten Wellen in einem See bewegt sich die Form der Welle durch das Wasser, die Wellenpartikel drehen sich am Ort in kleiner werdenden Kreisbahnen bis zur halben Wellenlänge in die Wassertiefe. Bei von Schiffen erzeugten Bug- und Heckwellen bewegt sich ebenfalls die Form der Welle über den See ans Ufer. Bei stehenden Wellen in einem Fluss bewegt sich das fließende Wasser durch die Form der stehenden Welle.

Bei flachen Wellen im See bewegen sich die Wasserpartikel in der Höhe der Wellenamplitude in ge-

schlossenen Ellipsen oder Kreisbahnen. Werden die Wellen durch Windeinwirkung steiler, so kommt ein Teil der Wasserteilchen nach einem Umlauf nicht mehr an den Ausgangspunkt zurück, ein Massentransport über die Welle hinaus entsteht und Schaumkronen bilden sich (BINZ 1980, BINZ-REIST 1989).

Wird die Wassertiefe geringer als die halbe Wellenlänge reiben sich die Wasserpartikel zunehmend am Gewässerboden, die Bahnen der Wasserpartikel werden elliptisch, die Wellenenergie wird durch Bodenreibung zunehmend gedämpft. An flachen Sandufeln beginnen dadurch je nach Wellenhöhe ab einer Wassertiefe von etwa einer halben Wellenlänge wellenförmige, waschbrettartige Sandmuster, die Rippelmarken (FRIESE 1986).

Diesen Rippelmarken (Abb. 10) folgt ein Bereich mit glattem Sand, der bis zur Brechzone der Wellen reicht. Bei Starkwindereignissen trüben sich diese Uferbereiche der Seen durch aufgewirbeltes Sediment ein (HUBER 1993). Man erkennt daran auch optisch die Grenzen, ab welchen die Uferzonen dem direkten Wellenangriff ausgesetzt sind und kann über die Wassertiefe Rückschlüsse auf die Windstärke ziehen (FRIESE 1986).



Abb. 10 : Wallersee-Zell; Schilfwurzeln bei Niederwasser in der Brandungszone der Wellen. Die Rippelmarken bis fast zur Wasseranschlagslinie werden von kleinen Wellen verursacht. (Foto: Paul JÄGER)

Bei einer Wassertiefe, die kleiner ist als  $1/20$  der Wellenlänge (BINZ 1980) oder etwa  $1/3$  der maximalen Wellenhöhe (HERRMANN et al., 1993), brechen die Wellen am unbewachsenen Kies-/Sandstrand und überschlagen sich in der Brandungszone. In der Brandungszone ist der Sandboden geglättet. Im

Auslaufbereich der Wellen am Ufer entsteht die Genistzone mit oft mehreren uferparallelen Wällen, je nach Wasserstand, aus etwas größerem Sand und Kies, Resten von Wasserpflanzen, Geschwemmel und oft großen Mengen an Molluskenschalen.

Dies ist auch die Zone der größten Gefährdung der Schilfbestände durch Wellenenergie (PIROTH & PLATE 1993), wenn die Wellenenergie nicht durch vorgelegte Schilfbestände gedämpft wird.

Zu bedenken ist, dass diese Zone am Seeufer je nach Wasserstand wandert. Es ist daher für die Funktion des Schilfgürtels als Uferschutz sehr wichtig, dass die Schilffront auch bei Niederwasser mit den Wurzeln so tief im Wasser steht, dass es bei auflaufenden Wellen zu keiner Kliffbildung an der Vorderkante des Wurzelstockes kommt. Die dafür notwendige Wassertiefe hängt von der mittleren Wellenhöhe am jeweiligen Standort ab.

In dicht bewachsenen Röhrichten an Flachufern werden einlaufende Wellen durch die Elastizität und Stabilität der vielen in Summe wirkenden Schilfhalm gedämpft, wenn die Wellenenergie den Seeboden erst innerhalb des Schilfgürtels erreicht. Die Schilfhalm wogen im Rhythmus der Wellen. Im Auslaufbereich solcher Ufer brechen die Wellen nicht, da die elastischen Schilfhalm bereits die kinetische Energie aufgenommen haben.

Wellen brechen auch an natürlichen und künstlichen Kliffen unter Wasser, wenn diese Kliffe weniger als die halbe Wellenlänge unter Wasser sind. An der Vorderkante des Kliffs entsteht durch die plötzliche Störung der Kreisbahnen der Wasserpartikel einlaufender Wellen eine starke Energieumwandlung, die Welle steilt auf und bricht, wie BINZ (1980) am Beispiel von Baggerlöchern in Abb.11 zeigt. Für eine

Kliffbildung genügt aber auch eine Änderung der Festigkeit des Seebodens beim Einlaufen der Welle bei einer Wassertiefe von  $< 1/2$  Wellenlänge. Vor der härteren Kante wird Sediment abtransportiert. Bei Wasserspiegelabsenkungen bildet dann z.B. das Wurzelgeflecht des Schilfes den festeren Seeboden, das Rhizom wird ausgespült, wird allmählich zur Kliffkante, schwebende Wurzelbänke entstehen und brechen letztlich weg.

REYRINK & HUBATSCH (1993) berichten, dass sich die Kliffe, wenn die Ufer ungeschützt gegen den Wellenangriff sind, „rapide“ landwärts bewegen bis ein neues Ufergleichgewicht entsteht.

Die Kliffthematik wird durch das dauernde Spiel von Sog und Druck im Interstitialwasser des Seebodens mit dem Wogen der Wellen zusätzlich verstärkt (HERRMANN et al., 1993), es lockert das Sediment, zieht die Feinteile aus und zerstört so die Gerüststruktur und damit die Festigkeit des Seebodens.

Auf diese Weise wurde am Wallersee in den letzten Jahrzehnten die Front des Wasserschilfbestandes durch Absenken des Mittel- und Niederwasserstandes um 30 -50 cm mit allen ökologischen Folgen, vor allem für den Fischbestand, allmählich aus dem Wasser „reguliert“ (JÄGER et al., 2015)

Ausdehnung, geographische Lage und Morphologie eines Sees und seiner Ufer sind entscheidend für das Wellenklima und den Wellenaufbau (BINZ 1980 und BINZ-REIST 1989, HERRMANN et al. 1993).

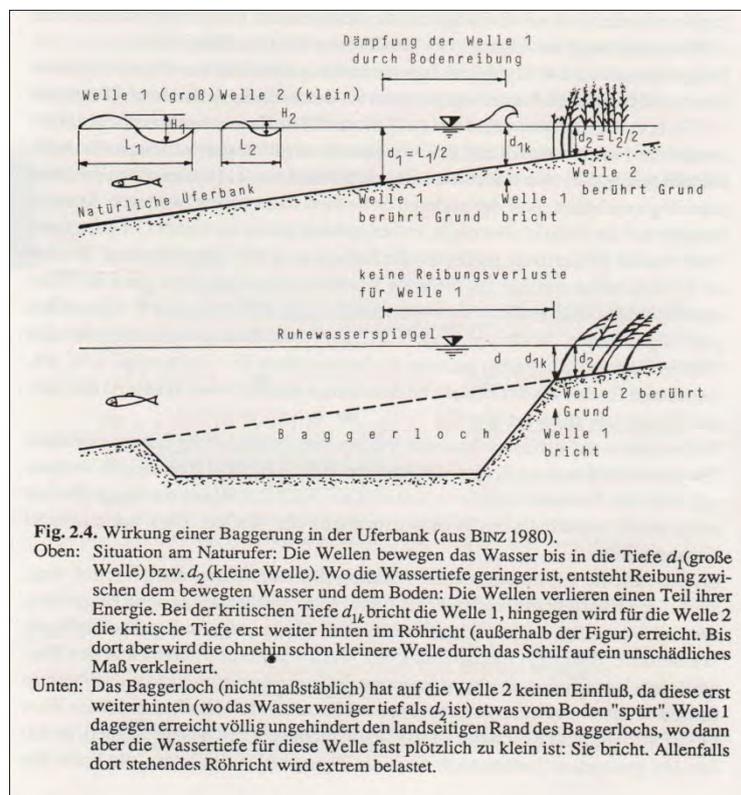


Abb. 11: Schematische Darstellung der Wellenenergie beim Auflaufen von Wellen am ungestörten Ufer und beim Auftreffen auf eine Kliffkante (aus: BINZ 1980, BINZ-REIST 1989).

Erosion und Auflandung, die Uferstabilität nach ÖNORM M 6231 (Tab. 5, 10), an Seeufern hängen von der Uferausbildung (Flachufer/Steilufer), der Intensität des Wellenangriffes und der Lage der Uferbereiche zum Wellenangriff sowie davon ab, ob der Ufersaum im Bereich der Wasseranschlagslinie einen Schilfbestand hat, der allenfalls landseitig von einem Weidengürtel verstärkt wird oder ob es sich um ein freiliegendes Kiesufer handelt. Treffen Wellen schräg auf flache Uferzonen, so wird Erosionsmaterial entlang des Ufers abgerollt bis diese Querkräfte nicht mehr wirksam werden. Es kommt dort zur Materialablagerung.

Werden in Flachuferbereichen mit Schilfbestand senkrechten Ufermauern errichtet, die gegen den Wind stehen und vor denen sich bei Wind stehende Wellen aufbauen, erfolgt eine verstärkte Erosion über sohnnahe Rückströmung mit Materialtransport in seitlich gelegene flachere Uferzonen (KÜMMERLIN 1993, BINZ 1980, BINZ-REIST 1989). Die Korngröße des transportierten Materials spiegelt die Intensität des Wellenangriffes wieder und lässt Rückschlüsse auf Windstärke und Wellenhöhe zu.

Treibgut kann sich nicht mehr unschädlich hinter dem Schilfbestand ablagern, es schwimmt zwischen Mauer und Schilfbestand und wird durch den Wellengang immer wieder auf das Schilf zurückgeworfen.

Knicken und Brechen der Halme, oft unter dem Wasserspiegel, vor der Mauer mit Freilegen des Wurzelflechtes sind die Folgen (Abb. 12).

Die Verletzung der Halme bewirkt eine Schwächung der folgenden Halmgeneration, welche der mechanischen Belastung noch weniger gewachsen ist usw.

KLÖTZLI (1969, 1971) vermutet, dass in unter Wasser geknickten Halmen auch Pilzsporen als Krankheitserreger eindringen können und Schilfwurzelfäule (mit)verursachen, welche ein flächiges rasches Schilfsterben auslösen kann.

Wie Abb. 12 zeigt, muss ein Schilfgürtel seeseitig soweit im Wasser stehen, dass die Energie der einlaufenden Wellen vor der Grundberührung gedämpft wird und dass der naturbelassene Bestand im Uferbereich jedenfalls weiter landwärts reicht als die auslaufenden Wellen. Zu bedenken ist weiters, dass dies grundsätzlich für alle Wasserspiegellagen gilt. Aus der statistischen Wahrscheinlichkeit des Auftretens der diversen Wasserstände ergibt sich damit die Notwendigkeit den Schilfbestand in der Uferzone der Seen vom Mittleren Niederwasser bis zum zweijährlichen Hochwasser ungestört zu erhalten. Jede Form des Schilfschnittes darf bereits aus hydraulischen Gründen des Bestanderhaltes erst landseitig der Anschlagslinie des HW2 erfolgen.

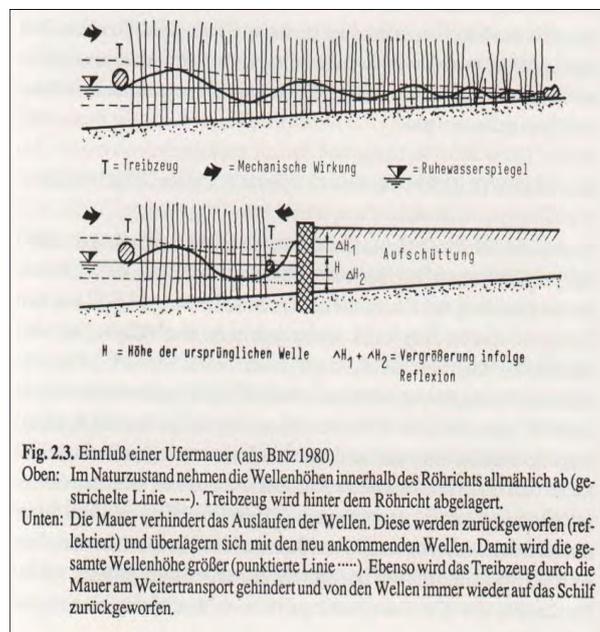


Abb. 12: Das Auslaufen der Wellen im Wasserschilf und die an einer Ufermauer reflektierten Wellen sowie die Belastung der Schilfbestände durch Treibzeug (aus BINZ 1980, BINZ-REIST 1989)

Aus diesen hydraulischen Zusammenhängen ergeben sich Informationen über die mechanische Beanspruchung der Uferzonen von Seen durch Wellenenergie. Dieses Wissen ist die Basis für die Beurteilung der Stabilität der Uferzonen in natürlichen Uferabschnit-

ten aber auch in Bereichen anthropogener Veränderungen von Uferzonen. Es ist aber auch die Basis für die Beurteilung der ökologischen Folgen von Manipulationen der Spiegellagen der Seen.

### 3.2 Ermittlung der Seespiegelstände, des Wellenklimas und möglicher Belastungen der Seeufervegetation

Wichtig für die Beurteilung der Seespiegelstände sind die hydrographischen Stammdaten des Sees nach ÖNORM M 6231, Tab.7. Der Vergleich von Zeitreihen verschiedener Beobachtungsabschnitte ist für die

Beurteilung von Entwicklungen besonders aussagekräftig. Die Basisparameter sind folgende hydrographische Kennwerte: HW<sub>30</sub>, HW<sub>10</sub>, HW<sub>2</sub>, HW<sub>1</sub>, MW, MNW, NNW.

Tab. 2: Wellenklima und mittlere Wellenhöhe an Salzburger Seen

Parameter	Wallersee	Obertrumer See Grabensee	Mattsee	Fuschlsee	Wolfgangsee		Zellersee
Dominante Windrichtungen für Wellenaufbau							
Südföhn	-	+	-	+	+		+
Westwinde	+	+	+	+	+		-
Ostwind	+	nur N-Ende Obertrumer See	+	-	-		-
					St.Gilgen	Strobl	
mittlere Windstärken (aus Seglersicht) in Beaufort	4	3-4	4	4	3	4	3-4
Südföhn				4	4	2-3	
Tiefe (in cm) von Ripfelmarken in Flachuferbereichen	120	120	120	120	130	80	70-80
Mittlere Wellenhöhe (cm)	40	40	40	40	40-50	30-40	30-40

Die Situierung der Schilfzonen um einen See ist flächig und im Transekt zu erfassen, die hydrologischen Kenndaten des Beobachtungsjahres, bezogen auf die Wasserspiegellagen sind auf den Erhebungskarten einzutragen.

Wichtig für die Beurteilung der Stabilität der Schilfbestände ist, die Aussage, ob und wie sich die Mittel- und Niederwasserstände und das Wellenklima in der langjährigen Reihe verändern. Bewährt haben sich Mittelwerte über mindestens 5 Beobachtungsjahre von MW, MNW, NNW. Die langjährigen Übersichten sollten einen Zeitraum von mindestens 50 Jahren, z. B. aufgetragen als Fünfjahres-Mittelwerte, umfassen und statistisch ausgewertet sein.

Für die Ermittlung des natürlichen Wellenklima als Standortfaktor für die Ufervegetation benötigt man die mittlere Wellenhöhe, bezogen auf

die das Wellenklima bestimmenden Windrichtungen und Windstärken und möglich Belastungen.

Die mittlere Wellenhöhe beschreibt die Wellenenergie, welche über längere Zeit im Jahr auf die Seeufer als Erosionskraft einwirkt. Wird die natürliche mittlere Wellenhöhe in einem Gewässer von höheren Wellen längere Zeit überlagert, werden Schäden am Uferaufbau und an der Ufervegetation eintreten.

Die anthropogenen Belastungen, wie diverse Uferzerstörungen oder künstlich erzeugte hohe Wellen, müssen ergänzend erfasst werden.

In Tabelle 2 sind Beispiele zum natürlichen Wellenklima der größeren Seen Salzburgs zusammengefasst. In Tabelle 3 sind mögliche Belastungen zusammengestellt, die die natürliche Seeufervegetation der großen Salzburger Seen gefährden können.

Tab. 3: Mögliche Belastungen der Ufervegetation an den großen Salzburger Seen

Parameter	Wallersee	Trumer Seen	Fuschlsee	Wolfgangsee	Zellersee
Personenschiffahrt, Wellenhöhe Heckwelle allgemeiner Motorbootverkehr	nein nein	ja, 30 cm nein	nein nein	ja, 100 cm ja	ja, 50-70cm nein
Natürlicher Ausfluss	-	-	+	-	-
Seeklause ohne Regelung	+	-	-	-	-
Seeklause mit Regelung	-	+	-	+	+
Seespiegelabsenkungen (auch historisch)?	ja	ja	nein	nein	ja
Eutrophierung/Reoligotrophierung/konst.	Re	Re	Re	konstant	Re
Zu hohe Wasservogeldichte?	nein	nein	nein	nein	nein
Senkrechte Ufermauern vor Flachuferbereichen	ja	ja	ja	ja	ja
Jährliche Wasserstandsschwankungen	ca.100 cm	ca. 70 cm	ca. 50 cm	ca. 80 cm	ca. 25 cm

### 3.3 Hydromorphologische Signifikanzkriterien für Seewasserstände

Die Litoralvegetation von Seen ist ein exakter Indikator für die Stabilität oder auch die Dynamik der Wasserspiegelstände eines Sees. In Verbindung mit dem natürlichen oder künstlich veränderten Wellenklima zeigen sich mögliche Abweichungen vom gewässertypspezifischen natürlichen hydromorphologischen

Zustand der Litoralbereiche stehender Gewässer. Veränderungen der Unterwasservegetation in tieferen Gewässerbereichen sind vor allem vom Lichtklima beeinflusst, das (vereinfacht) über den trophischen Zustand des Phytoplanktons reguliert wird.

Tab. 4: Belastung durch Seespiegelregulierungen

<b>Keine Belastung</b>	Keine Seespiegelregulierung bzw. Auswirkung der Regulierung ist bereits überwunden, die (neue) Uferausbildung ist stabil. Die Ufervegetation ist (wieder) stabilisiert und entspricht in den Vegetationseinheiten der ursprünglichen Typenvielfalt.
<b>Geringe Belastung</b>	Die Uferausbildung in den Flachuferbereichen bleibt stabil, einzelne Zonen können sich verschieben. Die Auswirkungen der Seespiegelregulierung bewirken nur innerhalb von Vegetationseinheiten Veränderungen (Verschiebung der Grenze Wasserschilf / Landschilf) oder Verlagerung einzelner Vegetationseinheiten seewärts / landwärts, dauernde Seespiegelabsenkung bis 30 cm, bezogen auf MNW
<b>Signifikante Belastung</b>	Seespiegelregulierung in einem Ausmaß, welche in den Flachuferbereichen eine neue Uferausbildung über die Wellenenergie nach sich zieht, Auflösung der Ufervegetationseinheiten auf dem ursprünglichen Niveau, dauernde Seespiegelabsenkung ab 30 cm, bezogen auf MNW. Künstliche Wasserspiegelschwankung über 1 m im Monat

Hydromorphologische Signifikanzkriterien für die Beurteilung des Zustandes der Seeufer haben in Österreich eine lange Tradition. In der ÖNORM M 6231 (2001) wurden die Seeufer erstmals nach Uferausbildung, Stabilität der Ufer und bauliche Eingriffe in Bezug auf die hydrographischen Kennwerte nach den Tabellen 4, 5, 6 und 7 der ÖNORM M 6231 untersucht und nach den Tabellen 18 und 22 der ÖNORM M 6231 im Sinne der EU-WRRL bewertet. Im Entwurf zur ÖNORM M 6111-2 vom 23.09.2004 finden sich weitere Kriterien zur Beurteilung der ökologisch relevanten hydromorphologischen Eigen-

schaften von Fließgewässern und Seen. Unter Punkt 7.2 ist für die Seen die Belastung durch Seespiegelregulierungen (Tab. 4) und Kontinuumsunterbrechungen (Tab. 5) angeführt.

Kontinuumsunterbrechungen zu den Zu- und Abflüssen bzw. die Unterbrechung der Erreichbarkeit von temporären Überflutungsflächen im See für die Fischpopulation, insbesondere für die Hechte zur Laichzeit zur Zeit der Schneeschmelze im Frühjahr, können ebenfalls zu Belastungen der Zönosen werden:

Tab.5: Belastungen durch Kontinuumsunterbrechungen

<b>Keine Belastung</b>	Kontinuum ungestört erhalten
<b>Geringe Belastung</b>	Kontinuum über Migrationshilfen erhalten, keine Fischart verliert ihre Laichplätze
<b>Signifikante Belastung</b>	Kontinuum künstlich unterbrochen, Fischarten verlieren ihre Laichplätze

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II 99/2010) werden als Qualitätsziele und Richtwerte für den sehr guten und guten Zustand der hydromorphologischen Qualitätskomponenten bei Seen (*im Originaltext*) angeführt, die zu erreichen bzw. zu erhalten sind:

Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand von Seen

§ 18. (1) Zur Beurteilung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers sind die Module Wasserhaushalt und Morphologie heranzuziehen.

(2) *Wasserhaushalt und Morphologie eines Oberflächenwasserkörpers befinden sich in einem sehr guten Zustand, wenn folgende Kriterien erfüllt sind:*

1. *Menge und Dynamik der Strömung, Pegel, Verweildauer und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.*
2. *Tiefenprofil des Sees, Quantität und Struktur des Substrats entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.*
3. *Uferverbauungen haben keinen Einfluss auf die natürliche Zonierung der Wasserpflanzen. Tiefer gebende Uferverbauungen sind nur lokal wirksam.*

### Richtwerte für den guten hydromorphologischen Zustand von Seen

§ 19. (1) Der gute hydromorphologische Zustand ist gegeben, wenn solche hydromorphologischen Bedingungen vorliegen, unter denen die für den guten Zustand der biologischen Qualitätskomponenten festgelegten Werte erreicht werden können. Unter folgenden hydromorphologischen Bedingungen werden die in den §§ 15 bis 17 für den guten Zustand der biologischen Qualitätskomponenten festgelegten Werte mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht. Im Einzelfall ist bei der Festlegung des Wertes für die hydromorphologischen Bedingungen auf Grundlage entsprechender Projektunterlagen zu prüfen, ob durch die Anwendung weniger strenger Werte für die hydromorphologischen Bedingungen die langfristige Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist.

1. Die Charakteristik des Oberflächenwasserkörpers entspricht im Wesentlichen dem natürlichen Gewässertyp.

2. Menge und Dynamik der Strömung, Pegel, Verweildauer und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser weisen nur geringe anthropogene Störungen auf.

3. Tiefenprofil des Sees, Quantität und Struktur des Substrats sind nur geringfügig verändert.

4. Die Uferverbauung ersetzt in ihrer Tiefe weniger als die Hälfte der obersten Zone der Wasserpflanzen. Tiefergehende Uferverbauungen sind nur lokal wirksam.

(2) Die hydromorphologischen Bedingungen können stärkere als die in Abs. 1 Z 1 bis 4 umschriebenen Veränderungen aufweisen, wenn die für die biologischen Qualitätskomponenten festgelegten Werte eingehalten sind.“

Die praktische Umsetzung der Seeuferbewertung nach den Signifikanzkriterien erfolgt gemäß ÖNORM M 6231 und insbesondere die Bewertung des Qualitätselementes Makrophyten nach dem „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“ Teil B3 – Makrophyten (BMLFUW 2010) entsprechend den Vorgaben der QZV Ökologie OG (BGBl. II 99/2010).

## 3.4 Datensätze und Bewertung der Ufervegetation im Hinblick auf das Wellenklima in Seen

Die Bewertung der Ufervegetation von Seen über Makrophyten und Hydromorphologie erfolgt nach der QZV Ökologie Oberflächengewässer (2010), §§ 4(2), 2, lit. a, §4(3)2, BGBl. II 99/2010 in Vollziehung des Wasserrechtes.

Um diese Bewertung nachvollziehbar zu machen ist eine Fülle von Daten zu erheben:

- Daten einer exakten Makrophytenaufnahme in großen Seen nach JÄGER et al. (2004), sowie die Erhebung der speziellen Schilfparameter nach Kap. 2 und der Daten nach dem „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“, Teil B3 – Makrophyten (BMLFUW 2010).
- Für die Beurteilung des Zustandes des Wasserhaushaltes eines Sees sind nach obzitiertem Verordnung der langjährige Pegelweg mit Nieder-, Mittel- und Hochwasserstandsdaten, das Wellenklima gem. Tab. 2 und die Wassererneuerungszeit sowie deren Relation zu den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse von Bedeutung (ÖNORM M 6231, Tab. 3 und 7).
- Für die Morphologie sind das Ausmaß der Veränderungen der Flachuferbereiche eines Sees in

Steiluferabschnitte und sonstige Umweltbelastungen, wie in Tab. 3 gelistet, wesentlich, welche auf Grund der damit bezweckten neuen Nutzungen und der damit bewirkten massiven Veränderung des Wellenklimas die betroffene Zone der Wasserpflanzen zerstören können (ÖNORM M 6231, Tab. 4, 5, 6 und 10).

- Die Auswertung der Daten gemäß QZV Ökologie Oberflächengewässer berücksichtigt in der ÖNORM M 6231 die Tabellen 18, 20, 21, 22, 25, 30 sowie die Signifikanzkriterien für die Hydromorphologie in Seen gemäß ÖNORM M 6111-2 (Entwurf 2004) mit den Tab. 4 und 5 im vorliegenden Text.

Der Einfluss einer Veränderung von Wasserhaushalt und Ufermorphologie eines Sees auf die Makrophytenvegetation kann auf der Basis der angeführten Datenerhebung nach der QZV Ökologie OG, Anlage B2 - Seen, an den Metrics Vegetationsdichte, Zonierung und Vegetationsgrenzen zweifelsfrei belegt werden.

## 4. Seeuferrenaturierung - Sanierung von Schilfbeständen

Wasserspiegelabsenkungen im 19. und 20. Jahrhundert zur Landgewinnung und Ufernutzungen jeder Art sind an vielen Seen der Grund für einen raschen Rückgang der einst ausgedehnten Schilfbestände (z. B. ISELI 1993, REYRINK & HUBATSCH 1993, HUBER 1993, LUFT 1993, JÄGER et al. 2010, OSTENDORP 1993a, 2009), welche Tausende von Jahren ihre Ufer säumten (JÄGER et al., 2010).

Der Renaturierung der Seeufer und der Sanierung der Schilfgürtel geht ein langwieriger Prozess der Bewusstseinsbildung auf vielen Ebenen voraus, der mit der Diagnose durch die Ökologen beginnt und letztlich in Maßnahmen der Wasserwirtschaft, des Gewässerschutzes und des Naturschutzes endet. Meist werden lokale Sanierungen im Bereich der Uferböschungen vorgeschlagen, welche örtlich wirksam sein können.

Bewährt haben sich dafür:

- Reoligotrophierung des Gewässers und Einstellen der Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen hinter den Schilfbeständen stärkt die Halmfestig-

keit des Schilfes (RAGHI-ATRI & BORNKAMM 1979, 1980; KLÖTZLI 1974)

- Stabilisierung von Kliffkanten über Erosionsausgleich durch Vorschütten eines Schotterkörpers (KÜMMERLIN 1993)
- Böschungsneigungen für Schilfstandorte von 1:30 bis 1:10 (SIEGER, 2003), bei kiesigem Substrat bis 1:3 (HERRMANN et al., 1993)
- Dämpfen der Wellenenergie an Ufermauern durch Einschütten der Mauer mit Grobkies und Bepflanzung der Fläche mit Schilf (Neigung bis 1:5), auffüllen des Geländes vor der Mauer mit Mineralboden und stabilisieren mit Kiesabdeckung (SIEGER 2003), Abb. 13, oder entfernen der Mauer und Geländeabtrag.
- Neupflanzung von Schilf über vorgezogene Halmstecklinge oder Rhizomteile mit Wurzeln und Halmsprossen, weiche Ufer mit einer dünnen Kiesschicht stabilisieren (SCHÖLLHORN 1993, KÜMMERLIN 1993, EPPINGER & KRUMSCHEID-PLANKERT 1991)

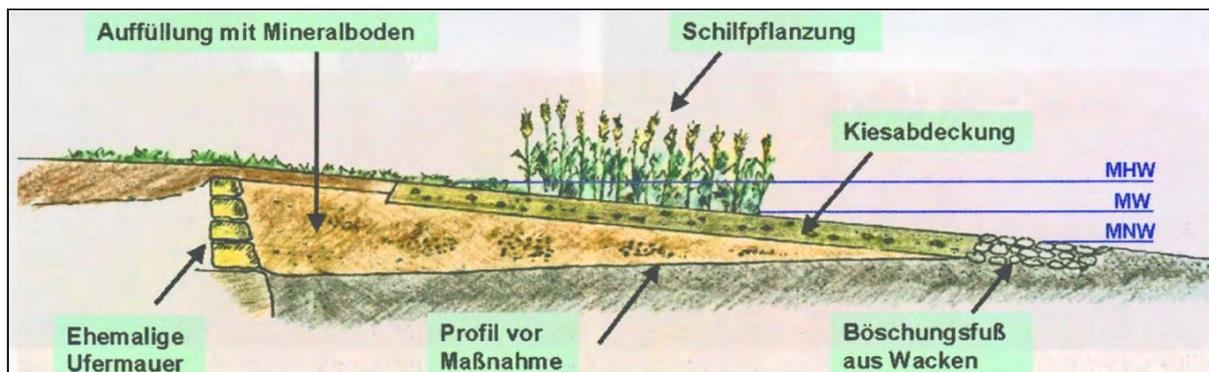


Abb. 13: Schema eines Regelquerschnitts durch eine Uferzone am Bodensee für das Einschütten einer Ufermauer (aus SIEGER 2003, ergänzt). Mauerkrone kröpfen, Böschungsneigung 1:10 bis 1:15, Schichtdicke der Kieslage >50 cm. Die Korngrößen müssen dem Wellenangriff entsprechen, am Böschungsfuß jedenfalls Überlaufkorn oder größer. Die Wellenenergie sortiert die zu feinen Fraktionen rasch aus, man kann dann entsprechend nachschütten.

- Stabilisieren von Schilfpflanzungen mit Mattenabdeckung funktioniert nur mit Kokosmatte, Jute, dreidimensionaler Nylon-Strukturmatte und Bändchengewebe (IVENS 1993). Das auf Baustellen eingesetzte Vlies aus unverrottbarem Kunststoff-Geotextil kann von Schilfsprossen nicht durchwachsen werden (Abb.14).
- Beenden der Schwächung der Schilfbestände durch landseitige Schilfmahd bis ans Wasser, Schilfmahd nur hinter der Wasseranschlagslinie des HW2, bzw. der botanischen Grenze zum Landschilf

Langwierig und mit großen Widerständen konfrontiert sind Vorhaben, welche auf die Dämpfung der Hysterese künstlich erzeugter großer/häufiger Wasserstandsschwankungen abzielen oder welche gar die Wiederanhebung eines Seespiegels betreiben und damit den ganzen See betreffen.

Am Wallersee bei Salzburg war dies unter dem Druck der Hochwassersituation und der ökologischen Probleme des Sees um 1991 möglich.



Abb. 14: Die Schilfwurzel kann das Bauvlies nicht durchwachsen, der Spross kriecht unter der Matte weiter. (Foto: Paul JÄGER)

### Beispiel Wallersee, Wiederanhebung des Seespiegels im Dezember 1999

Länger andauernde größere Wasserspiegelveränderungen im Mittel- und Niederwasserbereich ( $\Delta h > 30$  cm), wie Wasserspiegelabsenkungen bei Seespiegelregulierungen, aber auch die Umwandlung eines natürlichen Sees zu einem stark veränderten Gewässer durch oftmaliges Aufstauen und Absenken für Wassernutzungen oder durch Verwenden des Sees als Hochwasserpuffer mit schnellem Aufstau und raschem Absinken verändern das Wellenklima eines Sees im Uferbereich nachhaltig. Zusätzlich gibt bzw. gab es an vielen Seen Nährstoffprobleme, die das Schilf zusätzlich schwächten.

Die Vorderkante des Röhrichts kommt bei Absenken des Seespiegels mit dem Wurzelbereich in die Brechzone der Wellen. Das Rhizom wird erst oberflächlich ausgewaschen und unten ausgespült, schwebende Wurzelbänke werden sichtbar, die zuvor geschlossene Schilffront löst sich auf, Bülden mit Stoppelfeldern entstehen (Abb. 15). Die Uferschutzfunktion des Schilfgürtels ist zerstört.

In weiterer Folge löst sich der Schilfbestand von der neuen Niederwasserkote bis zur neuen Mittelwasseranschlagslinie auf, ein neues Ufergefälle in Relation zu Ufersubstrat und Wellenklima entsteht. Nach

diesem Vorgang kann sich das Schilf wieder über die Rhizome seewärts bis in etwa 1,5 m Wassertiefe, bezogen auf MW, ausbreiten. Dieses Szenario oft dauert viele Jahrzehnte bis zum neuen Gleichgewicht. Über längere Zeit gesehen baut das Wellenklima des Sees durch die veränderten Bedingungen vor allem bei einer dauerhaften Spiegelabsenkung wieder ein neues dynamisches Ufergleichgewicht auf. Besonders betroffen sind davon die oft ausgedehnten Flachuferbereiche des großen nacheiszeitlichen Eisrandseen in Europa.

Der Wallersee hatte über etwa 10.000 Jahre einen weitgehend konstanten Wasserspiegel, der zur Ausbildung ausgedehnter Schilfgürtel um den See führte. In den flachen Verlandungsbereichen um den See entstanden über glazialen Seetonwannen und ufernahen Seekreidelagen fünf ausgedehnte Schilftorfflächen als Niedermoore, die sich am Beispiel des Zeller und des Wenger Moores (Abb. 2) auf Grund des über Jahrtausende weitgehend konstanten Wasserspiegels auch zu Hochmooren entwickeln konnten (IBETSBERGER et al., 2010 JÄGER et al., 2010; KRISAI & FRIESE 1986).



Abb. 15: Wallersee, Große Bucht; schwebende Wurzelbänke 1991, 20 Jahre nach der letzten Wasserspiegelabsenkung.  
(Foto: Paul JÄGER)

Zur „Entseuchung der Sumpfflächen des Seeausflusses“ nach der großen Cholera-Epidemie, zur Landgewinnung und zum leichteren Torfabbau in den Randmooren des Sees wurde der See erstmals 1886/87 durch Tieferlegen des Abflusses um etwa 1,5 m abgesenkt. Große Flachuferbereiche fielen trocken und wurden landwirtschaftlich nutzbar. Der Torfabbau kam in Zell am Wallersee dank der nahe gerade erbauten Eisenbahn für einige Zeit in Schwung. Dieser ersten großen Seeuferzerstörung folgten 70 Jahre ohne weitere Seespiegelmanipulation, in denen sich ein neues Ufergleichgewicht aufbauen konnte. Drei Jahrzehnte mit zwei weiteren Seespiegelabsenkungen (1959 und 1971/72) um ca. 50 cm im Mittel- und Niederwasserbereich sowie Düngung und Mahd der ehemaligen Schilfstandorte bis zur herbstlichen Niederwasseranschlagslinie hatten bis 1990 die nach der ersten Spiegelabsenkung verbliebenen und wieder erstarkten Schilfgürtel auf kümmerliche Reste reduziert (FRIESE 1986, JÄGER 1974, 1986a). Die zeitgleiche abwasserbedingte Eutrophierung des Sees setzte mit dichten Algenwatten dem noch im Wasser stehenden Restschilf weiter zu.

Auf Grund der starken Eutrophierung der Trumer Seen und des Wallersees wurde 1980-1985 vom Gewässerschutz und Raumordnung des Landes Salzburg Ursachenforschung betrieben (LAND SALZBURG 1986). Als wesentliche Sanierungsziele wurden nebst anderen Punkten die Abwasserentsorgung um die Seen und beim Wallersee auch die Wiederanhebung des Seespiegels, die Rücknahme der Streuwiesenmahd bis deutlich hinter die

Anschlagslinie des HW2, das Überlassen dieser Flächen der natürlichen Sukzession und die Ertragsfreistellung der Wiesen am Seeufer zwischen HW10 und HW2 erkannt (JÄGER 1986b). Die Sanierung der Abwassersituation wurde unverzüglich in Angriff genommen. Für die Wiederanhebung des Seespiegels des Wallersees bot nur der seit langem geplante Hochwasserschutz eine Möglichkeit zur Umsetzung, da nur damit auch der Schutz der Seeanlieger sichergestellt werden konnte.

Nach dem großen Hochwasser 1991 beschlossen die Gemeinden um den Wallersee ein Hochwasserschutzprojekt, mit welchem vor allem die oftmaligen Überflutungen der Stadt Seekirchen beendet werden sollten. Nachdem der See durch Kanalbau eine zügige Reoligotrophierung erlebte, bot sich mit dem Hochwasserschutz auch die Möglichkeit den Nieder- und Mittelwasserstand des Sees soweit anzuheben, dass die durch die Seespiegelabsenkungen im 20. Jahrhundert und die landwirtschaftliche Nutzung bis zum Wasser weitgehend zerstörten Schilf- und Schwimmblattgürtel des Sees wieder aus der Brechzone der Wellen kommen und ihre landschaftsökologisch so wichtigen Funktionen wieder übernehmen können. Ergänzend wurden die landwirtschaftlichen Nutzflächen im Überschwemmungsgebiet des Sees finanziell abgelöst und außer Nutzung gestellt.

Erreicht wurde der Hochwasserschutz dadurch, dass die historische Engstelle für den Hochwasserabfluss des Wallersees aus der Stadt Seekirchen seewärts verlegt und ein Klauswehr mit Hochwasserschutzdamm neu errichtet wurde. Die Spiegelanhebung im Nieder- und Mittelwasserbereich war problemlos

möglich, weil die unmittelbaren Bauten und Anlagen um den See ohnehin auf die Mittelwassersituation vor den letzten Seespiegelabsenkungen ausgelegt waren und das neue Klauswehr eine wesentliche Dämpfung der Hochwasserspitzen ab HW<sub>10</sub> erwarten ließ.

Die projektsmäßige Anhebung des Seespiegels begann mit dem Fortschritt der Baumaßnahmen 1997 an der Seeklause mit der Wiederanhebung des Niedrigwasserstandes des Wallersees um 25 cm. Die Aufhöhung des mittleren Niederwassers und des Mittelwassers um 30 bzw. 20 cm auf die Koten vor den letzten Absenkungen (1959 und 1971/72) wurde im Dezember 1999 mit der Fertigstellung des Klauswehres möglich.

Der Wallersee bedeckt eine Fläche von 5,9 km<sup>2</sup>, ist 23,3 m tief und hat eine Uferlänge von 16,4 km. 6,5 km bzw. 40 % des Ufers sind von Schilf bestanden, auf 2,4 km säumen Sträucher und auf 1,2 km Wald das Seeufer. 62 % des Seeufers sind damit weitgehend

naturbelassen, wenn nicht die Seespiegellage manipuliert wird und die landwirtschaftliche Nutzung den nötigen Abstand vom See hält. Die Wasserstandsganglinie des Wallersees 2010 mit einem Pegelweg von 114 cm zeigt die Auswirkung der Spiegelanhebung (Abb. 16). Mit der Anhebung des abgesenkten Wasserspiegels ist die Vorderkante der Schilffront vom Mittelwasser wieder in den Bereich des mittleren Niederwassers rückversetzt worden.

Entscheidend für den ökologischen Erfolg war die Zerteilung der Abflusssektion in einen Mittel- bis Niederwasserbereich und einen Hochwasserüberfall, der ab dem jährlichen Hochwasser hydraulisch wirksam wird. Die Niederwasserrinne ist derart gestaltet, dass der See bei langer Trockenheit nur langsam absinkt und bei Niederschlag rasch wieder aufspiegelt (Abb. 17 und 18). Dadurch konnten die Überstauzeiten der Schilfbestände von wenigen Wochen auf mehrere Monate (Abb. 16) verlängert werden (JÄGER et al., 2015).

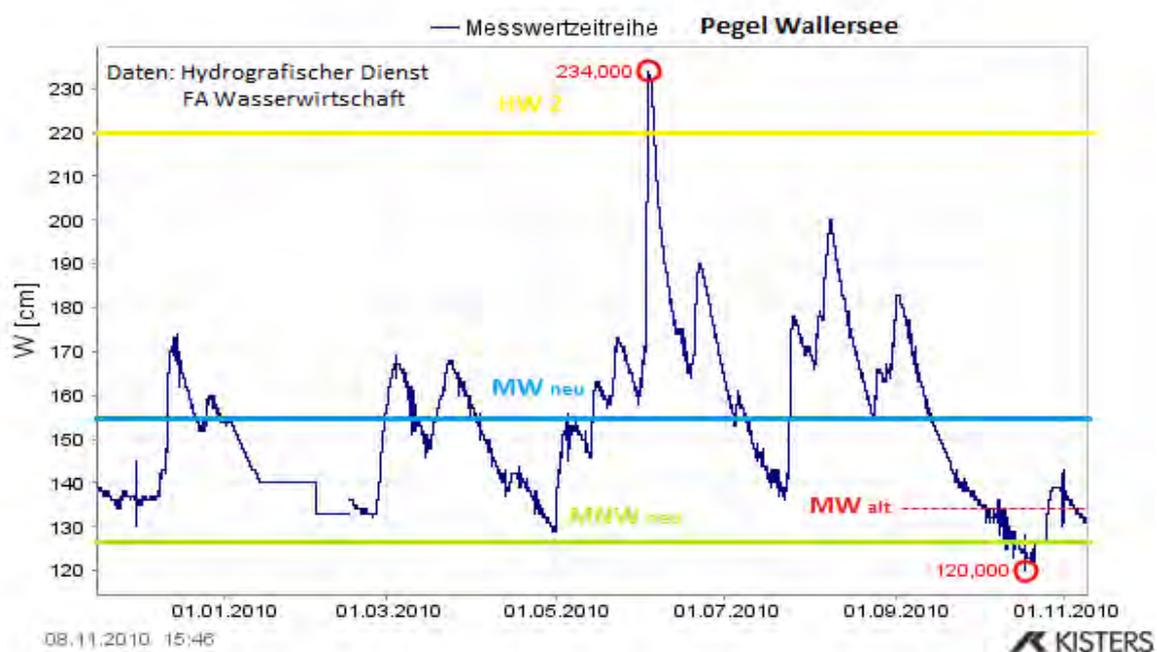


Abb.16: Pegel Wallersee, Wasserstandsganglinie 2010; die Niederwasseranhebung um 30 cm und die Anhebung des Mittelwassers um 20 cm bringen seit 1999 die Wurzelbereiche der Schilffront wieder soweit unter Wasser, dass sie aus der Brechzone der Wellen kommen.

Die Summe dieser Maßnahmen, Nährstoffentzug und neues Seeregulativ kombiniert mit dem Zurückdrängen der Schilfmahd bis zur Kote des HW<sub>2</sub> hat die ausgedünnten Schilfbestände wieder erstarken lassen. Die scheinbar abgestorbenen Rhizome treiben bis zu den ehemaligen Kliffkanten wieder mit kräftigen Sprossen aus (Abb. 21-24), die großen Stoppelfelder zeigen Neuaustrieb, Altschilfflächen mit Überständen und Schilfstreu, oft von Hochwässern oder vom Eisstoß uferparallel gehäuft, entstehen wieder. Die

gelbe Teichrose ist wieder Schwimmblattpflanze (Abb. 19 und 20).

Eine genaue Aufnahme der Schilfbestände des Wallersees mit geodätischer Vermessung erfolgte erstmals durch WIESNER (1995). In der Folge wurden die Auswirkungen der Seespiegelanhebung auf die Schilfbestände mehrfach nach der Methode JÄGER et al. (2002, 2004) dokumentiert und in JÄGER et al. (2015) publiziert.



Abb. 17: Wallersee, Klauswehr Fischach; in der Mitte des Hochwasserüberfalles liegt die Niederwasserschwelle mit leichtem V-Profil (2010). (Foto: Paul JÄGER)



Abb. 18: Fischach, Damm und Klauswehr; im Vordergrund die Niederwasserschwelle, unter der Brücke die Klauswehre, welche den See bei Hochwasser dynamisch rückstaut und damit Hochwasserspitzen im Abfluss dämpft. (Foto: Paul JÄGER)



Abb. 19: Wallersee, die Teichrosen stehen im Trockenen (1991). (Foto: Paul JÄGER)



Abb. 20: Wallersee; das Schilf bildet kräftige Horste, die Teichrosen fluten wieder (2010). (Foto: Paul JÄGER)



Abb. 21: Wallersee; schwebende Wurzeln, aus denen wieder erste Halme austreiben (2008). (Foto: Paul JÄGER)



Abb. 22: Wallersee; die ehemaligen Stoppelfelder haben wieder bis zur Rhizomkante ausgetrieben (2008). (Foto: Paul JÄGER)



Abb. 23: Wallersee; die unterspülten Wurzelbänke treiben wieder aus (2010), ein Beispiel für die Urkraft eines Rhizoms. (Foto: Paul JÄGER)

Die seeseitige Rhizomkante kommt aus der Brechzone der Wellen und sandet wieder ein. Ein Zeichen dafür, dass das ursprüngliche Wellenklima durch die Seespiegelanhebung wieder erreicht wurde. An mehreren Uferbereichen zeigt sich an ehemaligen Schilfstandorten ein keilförmiges Vorwachsen des Schilfs



Abb. 25: Wallersee, Fischtaginger Spitz; das Schilf wächst vermutlich über wieder aktive Rhizombahnen des alten Schilfstandortes keilförmig seewärts (2010). (Foto: Paul JÄGER)

Drei Jahre nach der Seespiegelanhebung haben Teichrosen am Fischtaginger Spitz weit vor der heutigen Schilffront wieder Schwimmblätter gebildet, wie in Abb. 26 zu sehen ist. Diese Bestände waren früher dem bis dorthin reichenden dichten Schilfgürtel unmittelbar vorgelagert.

Erstaunlich war weiters die Beobachtung, dass an flachen Uferabschnitten, an welchen vor dem Bau von Kanalsträngen und Uferpromenaden dichte



Abb. 24: Wallersee; das Rhizom überwindet die Bruchkante und treibt 10 Jahre nach der Spiegelanhebung darunter wieder aus. (Foto: Paul JÄGER)

Richtung See in lockeren Beständen und noch geringer Wuchshöhe und Halmstärke. Diese dünneren und von den Wasservögeln bevorzugten Triebe wurden anfangs fast zur Gänze von Wasservögeln abgeweidet.



Abb. 26: Wallersee, Fischtaginger Spitz; links im Bild die Schilfkeile von Abb. 22. Man erkennt den kräftigen Austrieb des Schilfbestandes im Bereich der neuen Mittelwasserkote und die Schwimmblattbestände, welche früher vor dem Schilf wurzelten und nach der Seespiegelabsenkung bis zur Seespiegelanhebung nur mehr Unterwasserblätter bildeten (2010). (Foto: Paul JÄGER)

Schilfbestände wuchsen, die nach der Seespiegelabsenkung 1971 und den Baumaßnahmen 1974 bis auf Einzelhalme verschwanden, diese nach 10 Jahren Spiegelanhebung wieder zu ansehnlichen Beständen längs der Promenade aufwachsen und bereits mehrjährige Überstände bilden (Abb. 27).

Die Suche nach Geborgenheit und Schutz ließ die Uferbewohner am Wallersee nach dem Promenadenbau umgehend Weidenstecklinge in die nackten Kies-

flächen am seeseitigen Rand des Promenadenweges pflanzen, denen nun nach der Seespiegelanhebung ganz natürlich das zugehörige Schilf aus dem alten Rhizom vorwächst. Es entstand ein natürlicher Ufer-



Abb. 27: Wallersee, Ostbucht; mit der Seespiegelanhebung konnten sich die Schilfbestände bis 2010 an alten Standorten vor den mit Grobkies geschütteten Promenaden rund um den See wieder entwickeln. Ein weiterer Beweis für die raumzeitliche Kontinuität des Schilfes und vor allem seines Polykorms. (Foto: Paul JÄGER)

schutz (Abb. 27, und 28) vor den früheren Ufermauern, die vor 36 Jahren gekröpft und in ihrer Funktion durch eine vorgeschüttete Promenade aus Überlaufkorn ersetzt wurden.



Abb. 28: Wallersee, Ostbucht; nach den aus Stecklingen gezogenen Weiden bildet nun auch das nach der Seespiegelanhebung aus alten Wurzelbeständen austreibende Schilf wieder den vor der „Ufermauerzeit“ vorhandenen natürlichen Uferschutz (2010). (Foto: Paul JÄGER).

Durch die Wiederanhebung des Seespiegels veränderten sich die Vegetationseinheiten der Uferzonen des Sees in folgenden Größenordnungen (JÄGER et al., 2011):

Der Bereich des Wasserschilfs incl. Binsenbestand mit mehr als 50 cm Wassertiefe, bezogen auf die Kote 505,60 m minus 50 cm, hatte vor der Seespiegelanhebung ein Flächenausmaß von ca. 3,0 ha. Er wurde durch die Seespiegelanhebung auf die Kote 505,80 m im Jahr 2000 auf ca. 5,6 ha vergrößert.

Die Auswertung der Bestandsklassen von Wasserschilf und Binsen, das jedenfalls ab einer Seespiegelkote von 505,50 m ü. A. unter Wasser steht, ergibt nach den Bootsvermessungen im Vergleich der Jahre 2001 und 2007 eine deutliche Verdichtung der Schilfbestände, das lockere Schilf und die Einzelhalme haben abgenommen. Die Bestandsflächen von Schilf und Binsen verringerten sich um etwa 10 % von 7,2 ha auf 6,6 ha. Einige windexponierte Schilf- und Binsenflächen sind in diesen Jahren Opfer von Eisstoßereignissen geworden.

Der Wasserschilfbereich von der Vorderkante der Schilffront bis zur jeweiligen MW-Kote (505,60 bzw. 505,80) hat sich durch die Seespiegelanhebung von ca. 6,6 auf rund 9,4 ha Seefläche erweitert. Die potentiellen Laichareale für Hechte vergrößerten sich durch die Spiegelanhebung von 8 ha auf 13 ha.

Für 2007 können rund 5,6 ha Schilf und Binsen, 4 ha Teichrosen und 14 ha untergetauchte Wasserpflanzen im Wallersee bilanziert werden, welche der Fischfauna des Sees nach der Seespiegelanhebung bei Mittelwasser mit Wassertiefen von mehr als 50 cm (505,80 m minus 50 cm) Lebensraum sowie Laich- und Gelegflächen bieten. Vor der Seespiegelanhebung waren es etwa 1/3 weniger an fischökologisch nutzbaren Schilf- und Binsenflächen. Auch ufernahe Teichrosenbestände waren damals oft weniger als 50 cm im Wasser (Abb. 19 und 20).

Nach ökosystemarer Bearbeitung werden im Uferbereich des Wallersees im Jahr 2010 ca. 13 ha Landschilf, 3,4 ha Gebüsch, welches meist im Schilfbereich steht, ca. 31 ha Wasserschilf (seeseitige Schilffront bis zur Kote HW2) und 1,5 ha Binsen ermittelt, daran schließen sich ca. 4 ha Schwimmblattpflanzen und 14 ha untergetauchte Wasserpflanzen an.

Die dominante Vegetationseinheit im Makrophyten-gürtel des Wallersees stellt in der nach ökologischen Kriterien überarbeiteten Bilanz jedenfalls das Wasserschilf mit seinem dichten Bestand dar, gefolgt von den untergetauchten Wasserpflanzen, dem Landschilf, den Schwimmblattpflanzen, dem Gebüsch und den Binsen.

Aus zoologischer Sicht ist es spannend zu beobachten, wie sich der Wasservogelbestand am See wieder

erholt und die Schilfbrüter ihren Lebensraum wieder finden. 2009 und 2010 wurden bereits wieder Rohrweihen im Schilfbereich beobachtet (KAPELLER C., mündl. Mitt., 2011).

Auf Grund des Umstandes, dass ein umfangreiche Maßnahmenprogramm vor der Spiegelanhebung die Reoligotrophierung des Sees ermöglichte und dass nun wieder wesentlich größere Schilfflächen um den See wieder wesentlich längere Zeit mehr als 0,5 m unter Wasser (bezogen auf MW) stehen, hat sich der

Fischbestand des Sees vom Brachsen-/Zander-See zum Barsch-/Hecht-See mit wesentlich besserem Ausfang gewandelt. Die potentiellen Laichareale der Hechte haben sich durch die Seespiegelanhebung von 8 auf 13 ha vergrößert (JÄGER et al., 2015).

Eine projektbegleitende fischökologische Studie ergab, dass sich die Jungfischbestände im Frühjahr 10 Jahre nach der Wiederanhebung des Seespiegels mehr als verdoppelt haben (WANZENBÖCK & JÄGER 2011).

***FAZIT der Renaturierung der Seeufer des Wallersees :***

***Die Spiegelanhebung des Wallersees 1999 auf die Mittel- und Niederwasserkoten vor den Absenkungen 1959 und 1971 hat ein Stoppen der Uferzerstörung in relativ kurzer Zeit erreicht.***

***Kombiniert mit dem Düngeverzicht, dem Aushagern der früheren intensiv genutzten Grünlandflächen und dem Zurückdrängen der Schilfmahd hinter die Überflutungsgrenzen des zweijährlichen Hochwassers scheint sich das Ökoton Seeufer am Wallersee wieder in seine naturgegebenen Funktionen einzufügen und zu seiner natürlichen Dynamik zurückzufinden.***

***Die drei wichtigen landschaftsökologischen Funktionen des Ökotons Seeufer – Artenschutz, Uferschutz und Puffer zum landseitigen Nutzungsdruck – können 10 Jahre nach der Wiederanhebung des Seespiegels am Wallersee wieder erfüllt werden.***

## 5. Literatur

- ARNOLD C. (1986): Studie zur vogelkundlichen Situation des Salzburger Vorlandseengebietes. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 297-334
- BINZ H.-R. (1980): Der Schilfrückgang – ein Ingenieurproblem ? - Jahresbericht 1979 des Verbandes zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, 53: 35 – 52.
- BINZ-REIST H.-R. (1989): Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug. - Veröff. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel, 101 : 1-536
- DIENST M., SCHMIEDER K., OSTENDORP W. (2004): Dynamik der Schilfröhrichte am Bodensee unter dem Einfluss von Wasserstandsvariationen. - Limnologica, 34: 29 – 36
- EPPINGER R., KRUMSCHEID-PLANKERT P. (1991): Uferrenaturierung am Bodensee-Obersee. Erfahrung mit verschiedenen Pflanzmethoden. - Neue Landschaft, 36: 253 – 258
- FRIESE G. (1986): Vegetationskundliche Untersuchungen in den Einzugsgebieten der Salzburger Alpenvorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 227-264
- FUCHS C. (1993): The beetle *Donacia clavipes* as possible cause for the local reed decline at Lake Constance (Untersee). - Limnologie Aktuell, 5: 41 – 48
- GUTHRUF K., ZENGER C., BRÄNDLE R. (1993): The habitat dependant productivity of reed and its significance. - Limnologie Aktuell, 5: 1 – 8
- HERRMANN B., SEIDEL V., SCHWARZ A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. - Limnologie Aktuell, 5: 207-216
- HUBER A. (1993): Ufererosion am Neuenburgersee. - Limnologie Aktuell, 5: 93 – 102
- IBETSBERGER H., JÄGER P., HÄUPL M. (2010): Der Zerfall des Salzachletschers und die nacheiszeitliche Entwicklung des Salzburger Gewässernetzes aus der Sicht der Wiederbesiedelung der Salzburger Gewässer mit Fischen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 14: 7-54
- ISELI C. (1993): Ufererosion und Schilfrückgang am Bieler See – Möglichkeiten und Strategien der Uferrenaturierung. - Limnologie Aktuell, 5: 103 – 112
- IVENS E. A. M. (1993): Penetration through geotextiles by shoots, roots and rhizomes of the common reed (*Phragmites australis*): a pilot study. - Limnologie Aktuell, 5: 197-205
- JÄGER P. (1974): Limnologische Untersuchungen im Wallersee mit besonderer Berücksichtigung der Ostracodenpopulation. - Diss. Univ. Graz, 1-95
- JÄGER P. (1986a): Die Vorlandseen und ihre Einzugsgebiete als Ökosysteme betrachtet. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 489-497
- JÄGER P. (1986b): Projekt Vorlandseen - Folgerungen für die wasserwirtschaftliche Planung. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 503-504
- JÄGER P., PALL K., DUMFARTH E. (2002): Zur Methodik der Makrophytenkartierung in großen Seen. – Österr. Fischerei, 55: 230-238.
- JÄGER P., PALL K., DUMFARTH E. (2004): A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive. – Limnologica, 34: 140-146
- JÄGER P., HÄUPL M., IBETSBERGER H. (2010): Die nacheiszeitliche Besiedelung der Salzburger Gewässer mit Fischen. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 14: 55 – 90
- JÄGER P., FINSTER M. (2015): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte am Wallersee und vergleichende Diskussion der Ergebnisse 1982/83, 1995, 2001 und 2009. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17/1: 211-234
- JÄGER P., DUMFARTH E., HEBERLING O. (2015): Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen. - Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17/1: 321-382
- KLÖTZLI F. (1969): Über die Ursachen des Schilfsterbens. - Naturschutz-Oberschwaben-Bodensee-Hegau, 10: 7-9
- KLÖTZLI F. (1971): Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially *Phragmites communis*.- Hydrobiologia, 12: 107-111
- KLÖTZLI F. (1974): Über die Belastbarkeit und Produktion in Schilfröhrichten. - Verh. Ges. Ökologie, Saarbrücken 1973: 237-247
- KNAUER K. (1993): Natural and artificial shores at Lake Constance – a comparison of littoral biocoenosis in front of natural reed shores and man made walls at the lakeside. - Limnologie Aktuell, 5: 189-196
- KRAUSS M. (1993): Die Rolle des Bisams beim Röhrichtrückgang an der Berliner Havel. - Limnologie Aktuell, 5: 49 – 60
- KRISAI R., FRIESE G. (1986): Aufbau und Genese des Wengermooses am Wallersee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 335 – 341
- KRUMSCHEID-PLANKERT P. (1993): Restoration of reed stands at Lake Constance Obersee. - Limnologie Aktuell, 5: 179 – 186
- KÜHL H., NEUHAUS D. (1993): The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by Random Amplified Polymorphic DNA. - Limnologie Aktuell, 5: 9-18
- KÜMMERLIN R.-E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. - Limnologie Aktuell, 5: 217 – 228
- LAND SALZBURG (1986): „Projekt Vorlandseen" Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 1-507 (Schriftleitung: JÄGER P., FALLY W.)
- LANG G. (1990): Die Vegetation des westlichen Bodenseengebietes. - 2. Aufl.: 1-462, Schweizerbart Stuttgart
- LUFT G. (1993): Langfristige Veränderung der Bodensee-Wasserstände und mögliche Auswirkungen auf Erosion und Ufervegetation. - Limnologie Aktuell, 5: 61-76
- MÜHLBERG A. (2001): Analyse der Struktur und Funktion von submersen Makrophyten als Habitat für Fische an ausgewählten Standorten am Wallersee. - Diplomarbeit, Univ. Wien, 1 - 148
- ODUM E. P. (1983): Grundlagen der Ökologie. - 1-836, Thieme Verlag, Stuttgart
- OSTENDORP W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. - Natur und Landschaft, 62: 99-102
- OSTENDORP W. (1993a): Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape ecology. - Limnologie Aktuell, 5: 149 – 162
- OSTENDORP W. (1993b): Was tun? Perspektiven der Seeuferforschung und Seeuferrenaturierung. - Limnologie Aktuell, 5: 257-264
- OSTENDORP W. (1994): Bonitierung von Schilfröhrichten. - Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum, 8: 65 – 84
- OSTENDORP W. (2004): New approaches to integrated quality assessment of lakeshores. - Limnologica, 34: 160 – 166
- OSTENDORP W. (2009): Seeuferrenaturierung. - in: HUPFER M., CALMANO W., KLAPPER H., WILKEN R.-D. (Hrsg.) (2009): Handbuch angewandte Limnologie, Limnologische Grundlagen-Gewässerbelastungen-Restaurierung-Aquatische Ökotoxikologie-Gewässerschutz-Bewertung, 26. Erg. Lfg. 11/09,VI-2.2: 1-66
- PETERSON R., MOUNTFORT G., HOLLON P. A. D. (1970): Die Vögel Europas. - 9. Aufl.: 1-417, Paul Parey, Berlin

- PETZ-GLECHNER R., JÄGER P. (2001): Untersuchungen zum Laichverhalten der Hechte am Wallersee (2001). – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17/1: 201-210
- PIROTH K., PLATE E. (1993): The wave climate, an important factor in lakeshore deterioration – concept and measurements at Lake Constance. - *Limnologie Aktuell*, 5: 77-92
- RAGHI-ATRI F., BORNKAMM R. (1979): Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. - *Arch. Hydrobiol.*, 85: 192 – 228
- RAGHI-ATRI F., BORNKAMM R. (1980): Über Halmfestigkeit von Schilf bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung. - *Arch. Hydrobiol.*, 90: 90 – 105
- REYRINK L., HUBATSCH H. (1993): Die Uferzerstörung an den Netteseen. - *Limnologie Aktuell*, 5: 131 – 140
- RODEWALD-RUDESCU L. (1974): Das Schilfrohr. - Die Binnengewässer, 27: 1-302, Schweizerbart Stuttgart
- SCHMIEDER K. (2004): European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. – *Limnologica*, 34: 3 – 14
- SCHNEIDER J., MÜLLER J., STURM M. (1987): Die sedimentologische Entwicklung des Attersees und des Traunsees im Spät- und Postglazial. – *Mitt. Komm. Quartärforschung Österr. Akad. Wiss.*, 7: 51-78
- SCHÖLLHORN W. (1993): Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee-Obersee. Technische Durchführung der Baumaßnahmen im BMU-Projekt. - *Limnologie Aktuell*, 5: 169 – 178
- SCHRANZ F. (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. – *Ecol. Engineering*, 5: 51 – 71
- SCHULZ M. (2004): Morphodynamik am Mehrerauer Seeufer (Bodensee). – *Limnologica*, 34: 75-82
- SCHWERTFEGGER F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. - Pareys Studientexte, 42: 1-384, Paul Parey, Berlin
- SIEGER W. (2003): Renaturierungen des Bodenseeufer in Friedrichshafen. Exkursionsunterlagen im Rahmen der Tagung Seeufer 2003, Gewässerdirektion Donau/Bodensee, 1-4
- STEINBERG C. (1977): Die Bedeutung des Röhrichs an Gewässern. - *Garten und Landschaft*, 87: 498-505
- THIENEMANN A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie der europäischen Binnengewässer. - *Die Binnengewässer*, 18: 1-809, Schweizerbart Stuttgart
- WANZENBÖCK J., JÄGER P. (2015): Veränderungen des Brutfischauftommens im Wallersee durch Reoligotrophierung und Seespiegelanhebung. Untersuchungsperiode 1997-2010. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17/1: 235-258
- WIEDERHOLZ E. (2001): Der Fisch und sein Fangplatz. - Ehrenwirth Verlag, München, 1-207
- WIESNER A. (1995): Analyse und Klassifikation von Struktur und Zustand der Schilfbestände am Wallersee. - Diplomarbeit Univ. Bodenkultur Wien, 1- 170
- WOITHON A., SCHMIEDER K. (2004): Bruthabitatmodellierung für den Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus* L.) als Bestandteil eines integrativen Managementsystems für Seeufer. - *Limnologica*, 34: 132-139

### Gesetze, Verordnungen, Richtlinien

- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW, Hrsg.) (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil B 3 – Makrophyten. – 1-66  
<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/74897/1/27032/>
- Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV, BGBl. Nr. II 479/2006
- ÖNORM M 6111-2 (Entwurf 2004): Kriterien zur Beurteilung der ökologisch relevanten, hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern und Seen. - Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 1-27
- ÖNORM M 6231 (Ausgabe 2001-10- 01): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern – Österr. Normungsinstitut Wien, 1- 58
- Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. Nr. II 99/2010
- Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie der EU) - Amtsblatt Nr. L 103 vom 25.04.1979
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitatrichtlinie) - Amtsblatt Nr. L 206 vom 22.07.1992
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU WRRL) - Amtsblatt Nr. L 327 vom 22.12.2000
- Wasserrechtsgesetz 1959 - WRG 1959, BGBl. Nr. 215/159 i. d. G. F.

### Zitervorschlag:

JÄGER P. (2015): Ökoton Seeufer. Das Wellenklima als wichtiger Standortparameter für die Schilfgürtel der Seen. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 383-415 (2015)

### Anschrift des Verfassers:

Hofrat Dr. phil. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, Österreich; [paul.jaeger@sbg.at](mailto:paul.jaeger@sbg.at)

# Monitoring-Programm der Zuflüsse des Wallersees 2012/13

LAND SALZBURG - GEWÄSSERSCHUTZ

Bearbeitet von Martin PRIEWASSER

Mit 55 Abbildungen im Text

## GLIEDERUNG

1.	ALLGEMEINES.....	417
2.	BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES UND LIMNOLOGISCHE ENTWICKLUNG DES WALLERSEES .....	417
3.	METHODIK.....	421
3.1	Hydrologische Parameter	422
3.2	Chemische/Physikalische Parameter	423
3.3	Klimatologische Parameter	423
4.	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE UND DISKUSSION .....	424
5.	LITERATUR .....	439

## 1. Allgemeines

Da in den letzten Jahren im Wallersee eine Tendenz zu einer Erhöhung der Phosphorgehalte im Freiwasser am Ende des Sommers erkennbar war und im September 2011 die sauerstoffarme Tiefenwasserzone gegenüber den Vorjahren vergrößert war, untersucht der Gewässerschutz des Amtes der Salzburger Landesregierung in Zusammenarbeit mit dem Hydrographischen Dienst im Rahmen eines Monitoring-Programms vom Frühjahr 2012 bis zum Frühsommer 2013 die wesentlichen 5 Zuflüsse des Wallersees. Die Messstellen wurden gemeinsam festgelegt.

Der Schwerpunkt dieses Programmes ist auf die Nährstoffeinträge, insbesondere des Phosphors in den Wallersee, gerichtet. Im Freiwasser sind die Nährstoffe Stickstoff und Kohlenstoff ausreichend vorhanden, lediglich der Nährstoff Phosphor wird zum Minimumfaktor. Die Phytoplanktonbiomasse wird daher im Wesentlichen von der Menge an in den See eingetragenen Phosphor bestimmt. Ist für Algen verfügbarer Phosphor im Freiwasser im Übermaß vorhanden, kann es zu sogenannten "Algenblüten" (Massenentwicklung von Algen) kommen.

Durch vorangegangene Monitoringprogramme in den Jahren 1998/99 und 2006, welche ebenfalls an den

Zuflüssen des Wallersees durchgeführt wurden, ist bekannt mit welchen durchschnittlichen Nährstoffeinträgen aus dem Umland in den See zu rechnen ist.

Vorgesehen ist, eine Kombination von automatischen Probenahmen (diskontinuierlich, wetterabhängig) und händisch gezogenen Stichproben (kontinuierlich, täglich um 16:00 Uhr wird eine Probe im Bereich der Pegellatten entnommen), um ein möglichst umfassendes Bild von den Nährstoffeinträgen zu erhalten, mit denen der Wallersee belastet wird. Nach Möglichkeit sollen auch Schwerpunkte der Belastungen lokalisiert werden.

Die Vor-Ort-Betreuung wird durch Peter Wenger, die Betreuung des Monitoring-Programmes von Martin Priewasser mit fallweiser Unterstützung durch Andreas Unterweger durchgeführt werden.

Ergänzend und aufbauend auf das Analysenprogramm sind Begehungen der Einzugsgebiete vorgesehen.

Ziel ist es, den Zustand des Wallersees zu stabilisieren und die beobachtete Tendenz zur Nährstoffanreicherung zu stoppen bzw. umzukehren.

## 2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes und limnologische Entwicklung des Wallersees

Der Wallersee liegt in einem von den Endmoränen des Würmgletschers umgrenzten Zweibecken des Salzachgletschers im Salzburger Alpenvorland. Im Spätglazial vor 18.500 Jahren floss der See bei einer Spiegellage von 550 m über die Straßwalchen-/Mattighofener Furche nach Norden ab. Durch etappenweises Absinken auf 520 m bis etwa 17.500 v. Chr. erfolgte der Abfluss durch das Einschneiden der Fischach bis auf den Flyschsockel südwärts in das Salzburger Becken. Die heutige Spiegellage von 506 m ü. A. ist u. a. das Ergebnis künstlicher Absenkungen (SEEFELDNER, 1961).

Limnologische Untersuchungen Ende der 70er- und am Beginn der 80er-Jahre wiesen den See als nährstoffreiches (polytrophes) Gewässer mit starkem sommerlichen Algenwachstum im Freiwasser aus, der Lebensraum für die Fische reichte im Spätsommer nur bis 4 m Wassertiefe. Sommerliche Algenblüten verminderten die Sichttiefe teilweise sogar auf Werte unter 2 m. Gesamtphosphorgehalte von 70 µg/l wurden gemessen (siehe Abb. 1).

In der Studie Vorlandseen wurde 1983 erkannt, dass die Probleme des Nährstoffeintrages vornehmlich aus

der noch mangelhaften Abwasserentsorgung stammten aber auch landwirtschaftliche Probleme insbesondere beim Management des Wirtschaftsdüngers zu diffusen Nährstoffverlusten führten. Die gestrafften Bemühungen über eine rasche Sanierung der Abwasserentsorgung und über die für Österreich beispielgebende "Düngeverordnung Wallersee" führten nach wirksam werden der Maßnahmen zu einer deutlichen Verbesserung der Gewässergüte des Sees.

Ab Mitte der 90er kam es zu einer wesentlichen Reduktion des Phosphorgehaltes im See sowie zu stark verminderten Algenbildungen im Sommer. Der See stabilisierte sich im mesotrophen Bereich. Seither werden, von wenigen Ausnahmen abgesehen, im gewichteten Mittel durchwegs Gesamtphosphorkonzentrationen unter 20 µg/l gemessen. Gleichzeitig stieg die Sichttiefe im Mittel stetig an (siehe Abb. 2).

2000/2001 erfolgte eine Anhebung des Seespiegels von einer Mittelwasserkote von 505,50 auf 506 m. Dies hatte eine deutliche Ausweitung der Makrophyten und insbesondere der Schilfbereiche und somit auch der Einstands- und Laichplätze für Fische zur Folge.

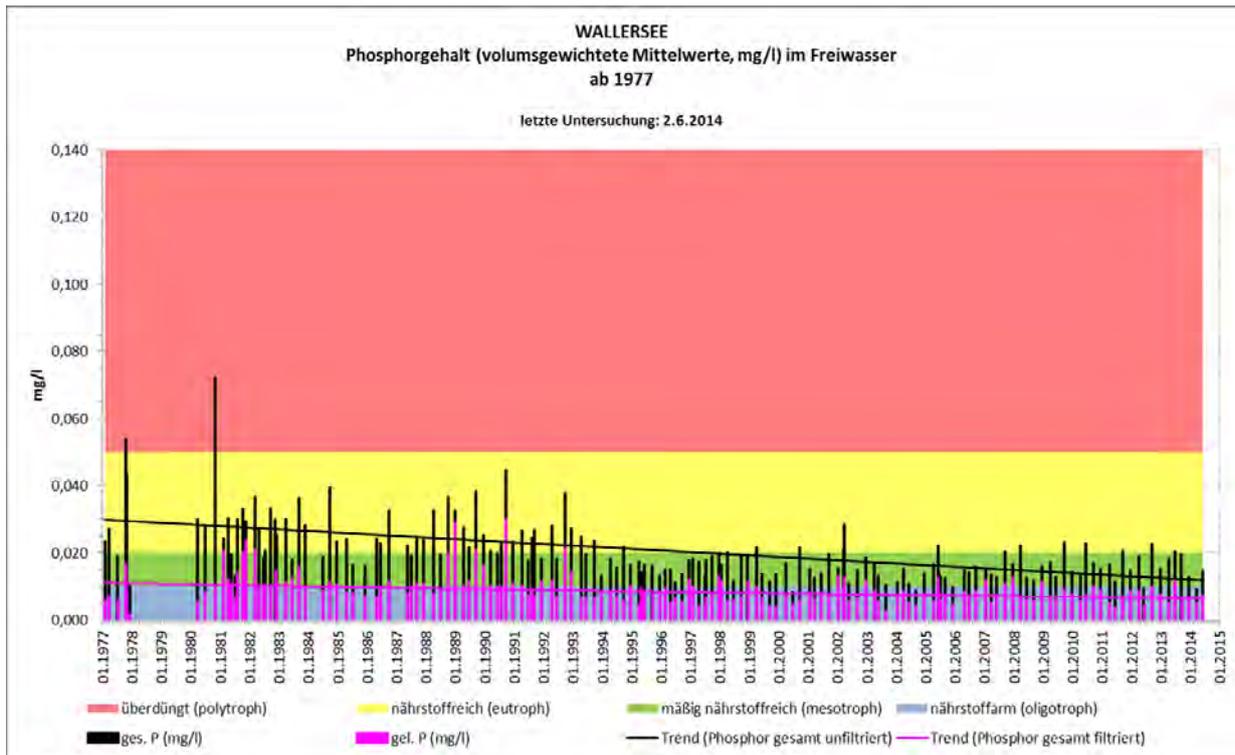


Abb. 1: Wallersee, Entwicklung der Gesamt-Phosphorkonzentration

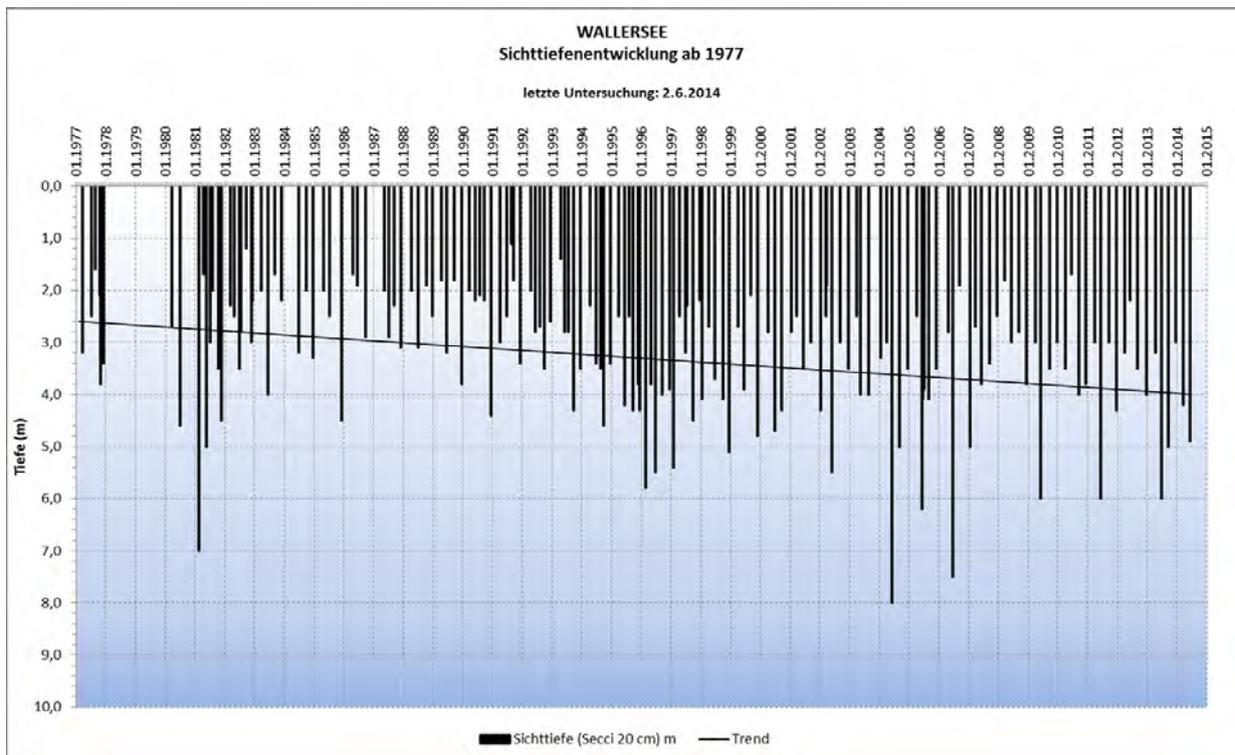


Abb. 2: Wallersee, Entwicklung der Sichttiefe

Trotz der sehr positiven Entwicklung des Wallersees in Bezug auf die chemisch-physikalischen Parameter (insbesondere Nährstoffeinträge und Sichttiefe) sowie in Hinblick auf die Qualitätselemente Phytoplankton, Makrophyten und Fische, war in den letzten Jahren zur Herbstbeprobung die Tendenz zu leicht erhöhten

Phosphorkonzentrationen im Freiwasser des Sees erkennbar.

Die Gesamtphosphor-Konzentration betrug bei den letzten Herbstbeprobungen am 12.09.2011 bzw. am 03.09.2012 über 20 µg/l. Diese Konzentration des limitierenden Nährstoffs Phosphor entspricht allerdings dennoch in etwa der mittleren Gesamtphos-

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG  
 Abt.4 - Referat Gewässerschutz  
 Postfach 527, 5010 Salzburg  
 www.salzburg.gv.at/gewasserschutz

**WALLERSEE**

Einzugsgebiet Wallersee  
 unterteilt in die einzelnen Zuflüsse

Orthofotos: Aufnahme 2007/2008

© SAGIS Copyrightvermerk für Weiterverwendung  
 http://www.salzburg.gv.at/copyright

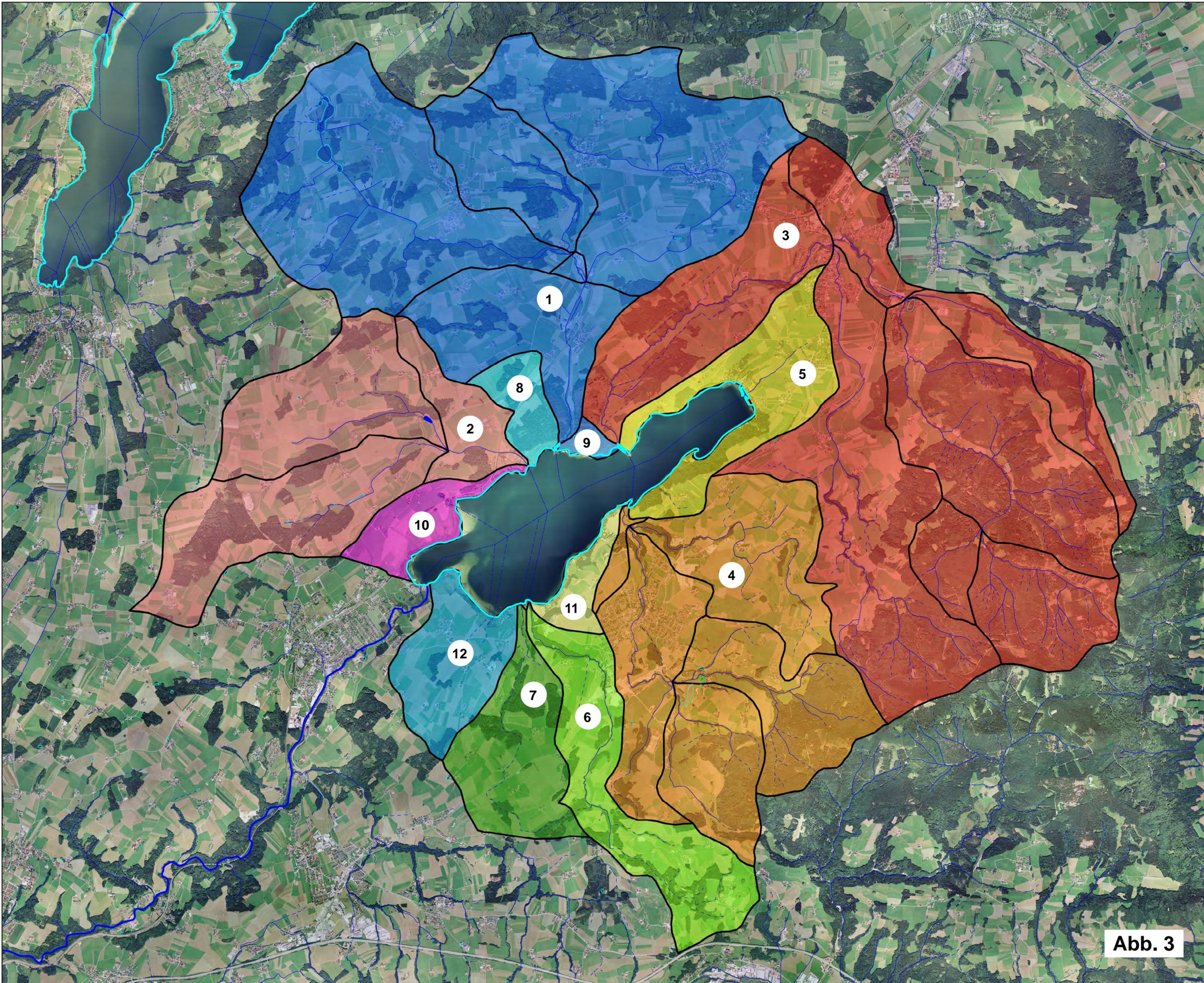
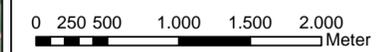
**Legende**

Einzelgebietsgrenzen  
 Wallersee

Einzugsgebiete (EZG) der einzelnen Zubringer

- 1 Wengerbach (Altbach)
- 2 Schönbach
- 3 Wallerbach
- 4 Henndorfer Bach (Weidenbach, Altenbach)
- 5 Wallersee Nordost (Thalham)
- 6 Schlachterbach
- 7 Kirchbergbach
- EZG 8
- 9 Pragerfischer
- EZG 10
- EZG 11
- 12 Wallersee Südwest (Fischtaging)

- Fluss, Bach (> 20m)
- Fluss, Bach (5-20m)
- Fluss, Bach (< 5m)
- Bach, zeitweise wasserführend
- unterirdischer Gewässerverlauf
- fiktiver unterirdischer Verlauf
- imaginäre Achse (> 20m)
- imaginäre Achse (5-20m)
- imaginäre Achse (< 5m)
- imaginäre Achse (ztw. wasserf.)
- See, Teich (> 10km)
- See, Teich (4-10km)
- See, Teich (2-4km)
- See, Teich (< 2km)
- imaginäres Ufer
- Insel
- Wasserleitung (oberirdisch)
- Wasserleitung (unterirdisch)



**Abb. 3**

phorkonzentration der Vergleichstermine der letzten Jahre und bestätigt den mäßig nährstoffreichen Charakter des Sees. Die Sichttiefen lagen mit rund 3,0 m bzw. 3,5 m ebenfalls im Bereich der Vergleichstermine der letzten Jahre.

Die Wassertemperaturen waren zu den oben angeführten Probenahmezeitpunkten mit ca. 20° C vergleichsweise hoch (die Wassertemperatur im Jahr 2010 betrug ca. 16° C). Ab einer Tiefe von ca. 7 m wurden sehr geringe Sauerstoffgehalte gemessen. Dies ist allerdings für den Wallersee am Ende der Badesaison typisch. Im Jahr 2010 reichte der Sauerstoff bis in ca. 9 m Tiefe. Die Sauerstoffarmut bewirkt eine Reduktion von Fe(III) zu Fe (II) im Sediment des Sees. Dieses geht dann mit dem zuvor an Fe(III) gebundenem Phosphat in Lösung und somit wird der Gesamtphosphorgehalt des Freiwassers des Sees zusätzlich erhöht.

Um den sehr guten Zustand des Wallersees weiterhin zu erhalten und die genannten Tendenzen, die immer noch in Bereich der langjährigen Schwankungsbreite für den sehr guten chemisch-physikalischen Zustand liegen, hintanzuhalten wurde das gegenständliche Monitoring-Programm ins Leben gerufen.



Abb. 4: Wallerbach, Blickrichtung Probenahmestelle

Das Einzugsgebiet Wallersees hat eine Ausdehnung von insgesamt 109,5 km<sup>2</sup>. In der Abbildung 3 sind die Einzugsgebiete der einzelnen Zubringer farblich dargestellt. Der Wallersee hat fünf wesentliche Zubringer, den Wallerbach (Abb. 4), den Wenger Bach (Abb. 5), den Henndorfer Bach (Abb. 6), den Schönbach (Abb. 7) und den Schlachterbach (Abb. 8), welche im Rahmen des Monitoring-Programms untersucht werden. Der Hauptanteil der aus dem Umland in den See eingetragenen Nährstofffrachten (Wassermengen) wird über die genannten Zuflüsse eingebracht. Kleinere Zubringer werden im Rahmen dieses Projektes nur stichprobenartig untersucht, da ihr Anteil an den eingetragenen Gesamtnährstofffrachten (Wassermengen) sehr gering ist, und bei den Darstellungen in diesem Zwischenbericht vernachlässigt. Den Abfluss des Wallersees stellt die Fischach (Abb. 9) dar.

Das größte Einzugsgebiet mit 29,9 km<sup>2</sup> besitzt der Wallerbach, gefolgt vom Wenger Bach mit 26,4 km<sup>2</sup>, dem Henndorfer Bach mit 16,5 km<sup>2</sup>, dem Schönbach mit 14,7 km<sup>2</sup> und dem Schlachterbach mit 5,2 km<sup>2</sup>. Die Restgebiete haben ein Einzugsgebiet von 10,8 km<sup>2</sup>. Der Abfluss des Wallersees, die Fischach, hat ein Einzugsgebiet von 109,6 km<sup>2</sup> (Pegel Fischach).



Abb. 5: Wenger Bach, Blickrichtung Probenahmestelle



Abb. 6: Henndorfer Bach bei Probenahmestelle



Abb. 7: Schönbach bei Probenahmestelle



Abb. 8: Schlachterbach bei Probenahmestelle



Abb. 9: Fischach bei Pegelmessanlage



Abb. 10: Wallersee, Blick Richtung Zell, das Einzugsgebiet ist von intensiv genutzten Wiesenflächen geprägt.

Wie anhand der Landnutzungskarte (Abb. 11) ersichtlich, werden mehr als 61% der Flächen im Einzugsgebiet mehr oder weniger intensiv landwirtschaftlich genutzt. Diese landwirtschaftliche Nutzung birgt, insbesondere durch die Ausbringung von Gülle und Stallmist auf die zu bewirtschaftenden Flächen ein erhöhtes Risiko für verstärkte Nährstoffeinträge in den Wallersee.

Bewaldete Flächen machen ca. 26 %, Feuchtflächen etwas mehr als 1% der Gesamtfläche aus. Wasserflächen und bebaute Flächen haben einen Anteil von knapp 11% am Gesamteinzugsgebiet. Das Einzugsgebiet ist von Mooren geprägt.

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG  
Abt.4 - Referat Gewässerschutz  
Postfach 527, 5010 Salzburg  
[www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz](http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz)

**WALLERSEE**

Einzugsgebiet Wallersee  
dargestellt mit den Nutzungsflächen  
aus der Digitalen Katastralmappe (DKM)  
des Bundesamtes für  
Eich und Vermessungswesen (BEV)

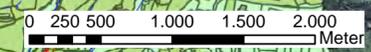
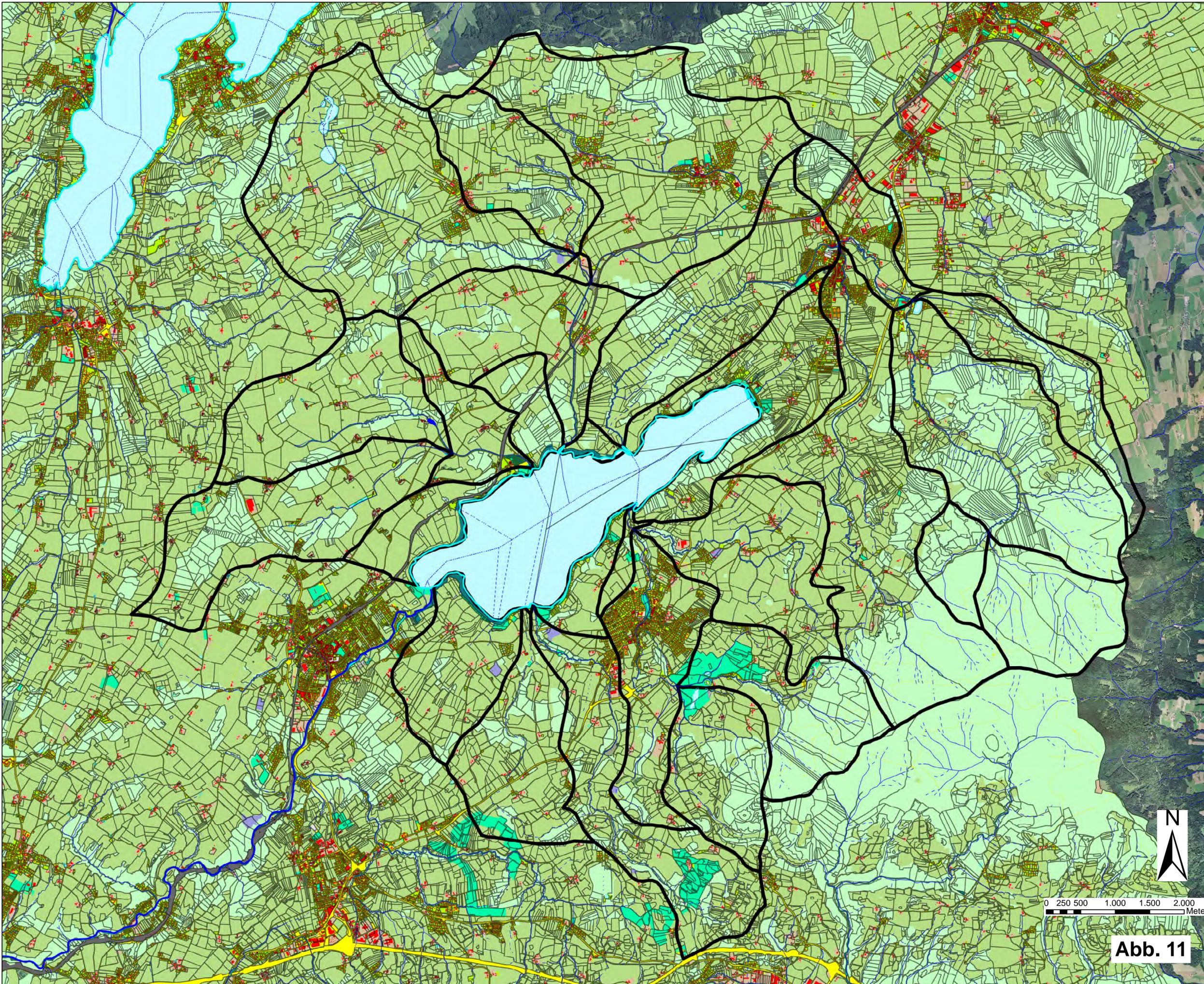
Orthofotos: Aufnahme 2007/2008  
Nutzungsflächen der DKM: Stand 2011  
© SAGIS Copyrightvermerk für Weiterverwendung  
<http://www.salzburg.gv.at/copyright>

**Legende**

 Einzugsgebietsgrenzen  
Wallersee

**Nutzungsart**

-  Abbaufäche, Halde oder Deponie
-  Alpe; Alpe (rechtlich Wald)
-  Betriebsfläche
-  Dauerkulturanlage oder Erwerbsgarten
-  Fels- und Geröllfläche
-  Feuchtgebiet
-  fließendes Gewässer (Wasserlauf)
-  Freizeitfläche;  
Freizeitfläche (rechtlich Wald)
-  Forststraße; Forststraße (rechtlich Wald)
-  Friedhof
-  Garten
-  Garten (rechtlich Wald)
-  Gebäude; Gebäudenebenfläche;  
Gebäudenebenfläche (rechtlich Wald)
-  Gewässerrandfläche
-  Gletscher
-  Krummholzfläche
-  landwirtschaftlich genutzt - Acker, Wiese  
oder Weide;  
landwirtschaftlich genutzt - Acker, Wiese  
oder Weide (rechtlich Wald)
-  Parkplatz
-  Schienenverkehrsanlage
-  stehendes Gewässer (Wasserfläche)
-  Straßenverkehrsanlage;  
Straßenverkehrsanlage (rechtlich Wald)
-  vegetationsarme Fläche
-  verbuschte Fläche
-  Verkehrsrandfläche;  
Verkehrsrandfläche (rechtlich Wald)
-  Wald; Wald (rechtlich nicht Wald)
-  Weingarten



**Abb. 11**

### 3. Methodik

Für die Durchführung der automatischen (diskontinuierlichen) Probenahme wurden 2 automatische, mobile Probensammler der Marke SIGMA (Typ SIGMA SD 900) verwendet (siehe Abb. 12 und 13). Diese werden jeweils an 2 der oben genannten Zuflüsse stationiert und dann in einem ca. 1-monatlichen Zyklus, beginnend mit dem Wenger



Abb. 12: Sampler-Unterteil mit 24 PE-Flaschen (1000 ml)

Bach und dem Wallerbach, den beiden Zuflüssen mit den größten Einzugsgebieten, an die anderen Zubringer versetzt. Die Probenahme durch die Sammler erfolgt zeitproportional, Zeitintervall und Probenvolumina werden an die äußeren Gegebenheiten (Wetter, Düngung etc.) angepasst.



Abb. 13: Sampler mit aufgesetztem Oberteil



Abb. 14: Einhausung Sampler



Abb. 15: Schönbach Schlauchführung in den Bach

Die kontinuierliche Probennahme (mittels Schöpfbecher) wurde von 5 Probennehmern durchgeführt, welche täglich je 1 Probe und bei erhöhter Wasserführung täglich je 4 Proben aus jedem Zufluss, schöpften. Diese Proben wurden monatlich an die Hydrologische Untersuchungsanstalt Salzburg, welche die Analyse der Proben durchführte weitergeleitet. Die ausgewerteten Durchflussdaten wurden dem Labor direkt vom Hydrographischen Dienst des

Amtes der Salzburger Landesregierung zur Verfügung gestellt.

Der Beginn der diskontinuierlichen Probenahme erfolgte am 29. Februar 2012, jener der kontinuierlichen Probenahme am 1. März 2012. Die Gesamtdauer des Monitoring-Programms betrug somit 15 Monate.

Um die Nährstoffeinträge zu qualifizieren werden folgende Parameter und Kenngrößen erhoben bzw. gemessen und analysiert:

### 3.1 Hydrologische Parameter:

Die Situierung der insgesamt 6 Pegelmessanlagen an den 5 Zubringern sowie dem Abfluss des Wallerseees, der Fischach sind in Abbildung 20 dargestellt.

Die Erhebungen der Pegelstände und Wasserführung wurden vom Hydrographischen Dienst des Amtes der Salzburger Landesregierung durchgeführt. Dazu wurden an den 5 zu untersuchenden Zubringern Pegelmessanlagen installiert, die alle 15 Minuten den Pegelstand aufzeichneten. Die Aktivierung der Probenamplifier wurde manuell vorgenommen (die zuerst geplante automatische Aktivierung über die Pegelmessanlage wurde verworfen, da der Pegelstand als

alleiniges Kriterium für eine sinnvolle Probenahme als nicht ausreichend erachtet wurde).

Die Betreuung der Pegelanlagen, die Datensammlung und -auswertung und die Kosten für die Pegelmessanlagen wurden vom Hydrographischen Dienst übernommen. Für die Vor-Ort-Betreuung war Herr Erich Roidmayr der Ansprechpartner, die Datenauswertungen wurden von Udo Ebner vorgenommen. Die Vermessungsarbeiten zur Erstellung der Pegelschlüssel (Berechnung der Wasserführung) wurden in Kooperation mit dem Referat Schutzwasserrwirtschaft (Vermessung) und Hydrographischer Dienst durchgeführt.



Abb. 16: Pegelmessstation und Probenahmestation am Wengerbach



Abb. 17: Pegelmessstation und Probenahmestation am Wallerbach



Abb. 18: Pegelmessstation und Probenahmestation am Schönbach



Abb. 19: Pegelmessstation am Henndorferbach

AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG  
 Abt.4 - Referat Gewässerschutz  
 Postfach 527, 5010 Salzburg  
 www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz

**WALLERSEE**

Messstellen (MST)  
 an den einzelnen Zubringern

Orthofotos: Aufnahme 2007/2008  
 © SAGIS Copyrightvermerk für Weiterverwendung  
 http://www.salzburg.gv.at/copyright

**Legende**

Messstellen (MST)

- ① Wengerbach (Altbach)
- ② Schönbach
- ③ Wallerbach
- ④ Henndorfer Bach (Weidenbach, Altenbach)
- ⑤ Schlachterbach
- ⑥ Fischach

-  Fluss, Bach (> 20m)
-  Fluss, Bach (5-20m)
-  Fluss, Bach (< 5m)
-  Bach, zeitweise wasserführend
-  unterirdischer Gewässerverlauf
-  fiktiver unterirdischer Verlauf
-  imaginäre Achse (> 20m)
-  imaginäre Achse (5-20m)
-  imaginäre Achse (< 5m)
-  imaginäre Achse (ztw. wasserf.)
-  See, Teich (> 10km)
-  See, Teich (4-10km)
-  See, Teich (2-4km)
-  See, Teich (< 2km)
-  imaginäres Ufer
-  Insel
-  Wasserleitung (oberirdisch)
-  Wasserleitung (unterirdisch)



**Abb. 20**

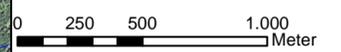




Abb. 21: Pegelmessstation am Schlachterbach



Abb. 22: "Innenleben" Pegelmessstation



Abb. 23: Pegelmessstation an der Fischach



Abb. 24: Pegel an der Fischach bei Messstation

### 3.2 Chemische/physikalische Parameter:

Folgende Parameter wurden analysiert bzw. gemessen:

- |  |  |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ DOC</li> <li>▪ Orthophosphat-P</li> <li>▪ Gesamt-Phosphor (filtriert)</li> <li>▪ Gesamt-Phosphor (unfiltriert)</li> <li>▪ Ammonium-N</li> <li>▪ Nitrat-N</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Nitrit-N</li> <li>▪ Kalium</li> <li>▪ Natrium</li> <li>▪ Chlorid</li> <li>▪ Wassertemperatur</li> </ul> |
|--|--|

### 3.3 Klimatologische Parameter:

Folgende klimatologische Parameter wurden berücksichtigt:

- |  |  |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Lufttemperatur</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Niederschlag</li> </ul> |
|--|--|

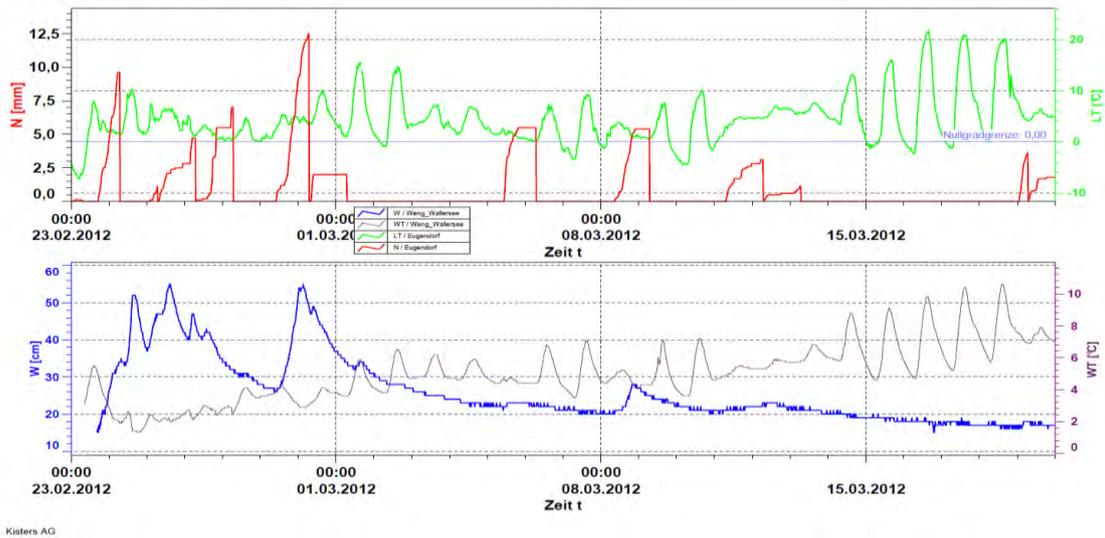
## 4. Zusammenfassung der Ergebnisse und Diskussion

Die Wasserführung und die Wassertemperatur des Wengerbaches sowie die Niederschlagsmenge und die Lufttemperatur am Standort Eugendorf sind in Ab-

bildung 25 und Abbildung 26 für den Zeitraum, von 23. Februar bis 19. April 2012, exemplarisch dargestellt.

### Wengerbach

#### Messstellenüberwachung

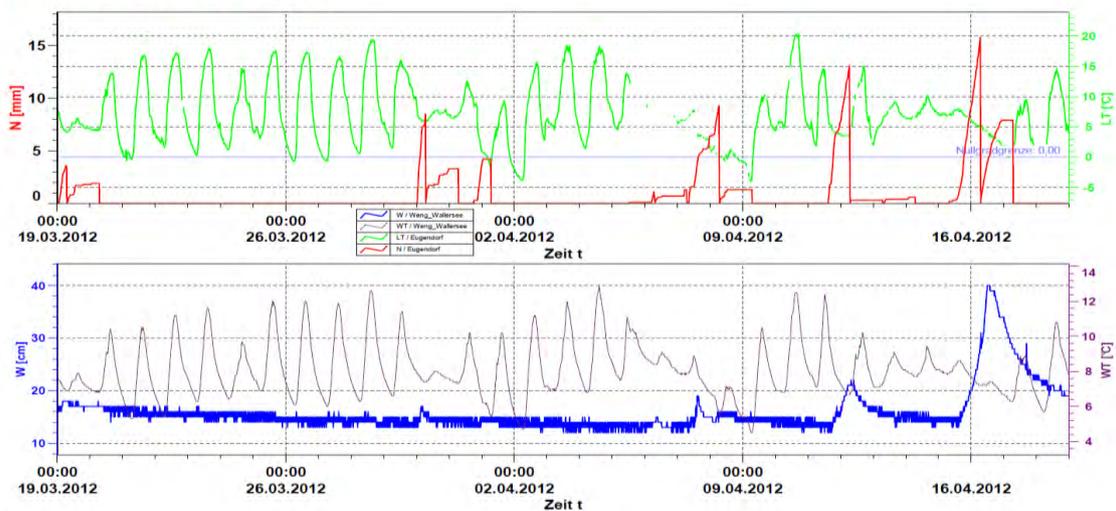


Kisters AG

Abbildung 25: Lufttemperatur (LT, Eugendorf), Niederschlag (N, Eugendorf), Wasserführung (W, Wengerbach) und Wassertemperatur (WT, Wengerbach)

### Wengerbach

#### Messstellenüberwachung



Kisters AG

Abbildung 26: Lufttemperatur (LT, Eugendorf), Niederschlag (N, Eugendorf), Wasserführung (W, Wengerbach) und Wassertemperatur (WT, Wengerbach)

Die Wasserführung der anderen Zubringer korrelierte im Wesentlichen mit der des Wengerbaches.

Die diskontinuierliche Probenahme wurde zum überwiegenden Teil während bzw. unmittelbar nach stärkeren Niederschlagsereignissen durchgeführt, da erfahrungsgemäß dann die höchsten Nährstoffeinträge in die Vorfluter zu erwarten sind.

Erst ab dem 15. Februar darf gemäß Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2012 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Aktionsprogramm Nitrat 2012) eine Düngung erfolgen, diese Vorgabe wurde auch eingehalten. Während der einsetzenden Schneeschmelze (22. bis 27. Februar 2012) erfolgte witterungsbedingt praktisch keine Düngung der Felder im Einzugsgebiet des Wallersees (abgesehen von wenigen Ausnahmen in besonders temperaturbegünstigten Lagen). Erst ab dem 28. Februar wurde auf den Feldern im unmittelbaren Seeneinzugsgebiet mit der Düngung begonnen.

Die Analyseergebnisse der diskontinuierlichen Probenahme vom 29.02.2012 und 1.03.2012 wiesen einen verstärkten Eintrag von Nährstoffen in den Wengerbach nach. Die Konzentration des Parameters Gesamt-Phosphor war mit 78 - 88 µg/l deutlich erhöht, weiters war die Konzentration der Parameter DOC (gelösten organische gebundenen Kohlenstoff) und Ammonium-Stickstoff mit einem Maximumwert von 4,87 mg/l bzw. 0,54 mg/l (Stichprobe vom 1.03.2012) sehr hoch. Ebenfalls konnte eine zumindest leicht erhöhte Konzentration des Parameters Kalium festgestellt werden. Die vier genannten Parameter sind "Düngezeiger". Erhöhte Konzentrationen dieser Parameter im Vorfluter sind eindeutige Hinweise auf Düngemittel-Einträge aus dem Umland.

Die Ergebnisse der Proben wurden mit den Grenzwerten gemäß des Entwurfs der Allgemeinen Immissionsverordnung für Fließgewässer des BMLFUW (AIV-FG für Berglandgewässer) verglichen. Der Grenzwert für den Parameter Gesamt-Phosphor von 70 µg/l wurde leicht, jener für die Parameter DOC und Ammonium-Stickstoff von 3,0 mg/l bzw. 0,3 mg/l deutlich überschritten. Für den Parameter Kalium ist kein Grenzwert angeführt, die Einschätzung, dass die Konzentration dieses Parameters leicht erhöht ist, ergibt sich aus den üblicherweise gemessenen Konzentrationen dieses Parameters im Wengerbach.

Weiters wurden die Analyseergebnisse mit den Begrenzungen gemäß Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer verglichen. Hier liegen lediglich für die Parameter DOC und ortho-Phosphat-Phosphor Begrenzungen für den guten Zustand vor.

Diese betragen für den Parameter DOC 5,0 mg/l und für den Parameter ortho-Phosphat-Phosphor 50 µg/l. Die zwischen 29.02.2012 und 1.03.2012 gemessenen DOC-Konzentrationen von 4,15 mg/l - 4,87 mg/l lagen somit knapp unter, die zwischen 29.02.2012 und 1.03.2012 gemessenen ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentrationen deutlich über den für den guten Zustand einzuhaltenden Begrenzungen.

Festzustellen ist, dass die Konzentrationen der untersuchten, relevanten Parameter zwar kurzfristig über den vorgegebenen Grenzwerten lagen, dies allerdings für die Periode der Schneeschmelze typisch ist. Die Begrenzungen gemäß Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer sind in diesem Zusammenhang nur bedingt anwendbar, da die Vorgaben auf längere Zeiträume ausgelegt sind und kurzfristige Überschreitungen dieser Begrenzungen keine negativen Auswirkungen auf den Gewässerzustand bzw. auf ein Qualitätsziel erwarten lassen.

Wie die Analyseergebnisse vom 3.03.2012 für den Wengerbach zeigen, waren zu diesem Zeitpunkt noch deutlich erhöhte Konzentrationen der Parameter DOC und Gesamt-Phosphor feststellbar, die dann allerdings ab 5.03.2012 deutlich unter den Grenzwerten lagen bzw. sich ihrer typischen Konzentration im Vorfluter annäherten.

Das zuvor Dargestellte gilt auch für den Wallerbach, der (2.) automatische Sampler konnte allerdings erst am 7.03.2012 an diesem Zubringer installiert werden, sodass erst ab diesem Datum Ergebnisse aus der diskontinuierlichen Probenahme vorliegen. Rückschlüsse aus den Ergebnissen der kontinuierlichen Probenahme, die ab dem 1.03.2012 stattfanden, bestätigen für den Wallerbach ebenfalls einen deutlichen Konzentrationsanstieg der relevanten Parameter Gesamt-Phosphor, DOC und Ammonium-Stickstoff zum Zeitpunkt der Schneeschmelze. Die Analyseergebnisse vom 7.03.2012 und den folgenden Beprobungen zeigten, wie zu erwarten war, keine Grenzwertüberschreitungen, insbesondere der relevanten Parameter Gesamt-Phosphor, DOC und Ammonium-Stickstoff.

Am 28. bis 30. März 2012 wurde im Einzugsbereich der Zubringer Wallerbach und Wengerbach nochmals verstärkt Stallmist auf die Felder aufgebracht. Die diskontinuierlichen und kontinuierlichen Messungen in diesem Zeitraum zeigten allerdings keine erhöhten Konzentrationen der relevanten Parameter in den Vorflutern.

Die Analyseergebnisse der kontinuierlichen Probenahme (die gezogenen Proben wurden zu Wochenmischproben vereinigt) bestätigen die verstärkten Phosphoreinträge Anfang März für alle 5 beprobten Zuflüsse.



Abb. 27: Schlachterbach vor der Schneeschmelze



Abb. 28: Schlachterbach bei einsetzender Schneeschmelze

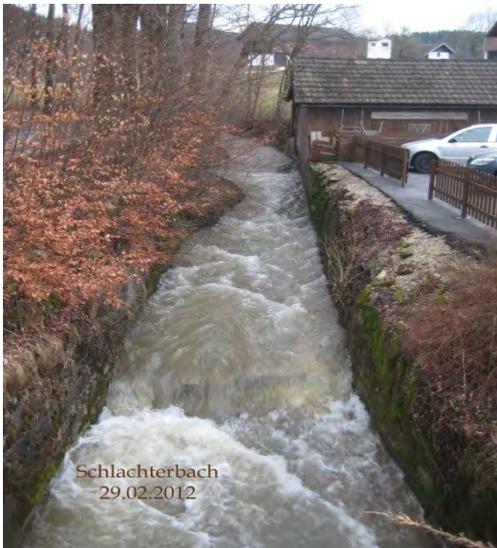


Abb. 29: Schlachterbach Höhepunkt der Schneeschmelze



Abb. 30: Pegel Schlachterbach am 29.02.2012



Abb. 31: Wallerbach vor der Schneeschmelze



Abb. 32: Wallerbach während der Schneeschmelze

Im Zeitraum von April bis November 2012 wurden vereinzelt Gesamt-Phosphor-Konzentrationen von einigen 100 Mikrogramm pro Liter gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurde nach vorangegan-

gen stärkeren Regenereignissen von Ende Mai bis Mitte Juni (siehe Abb. 33 bis 35) gemessen. Die höchste gemessene Gesamt-Phosphor-Konzentration betrug 544 µg/l.

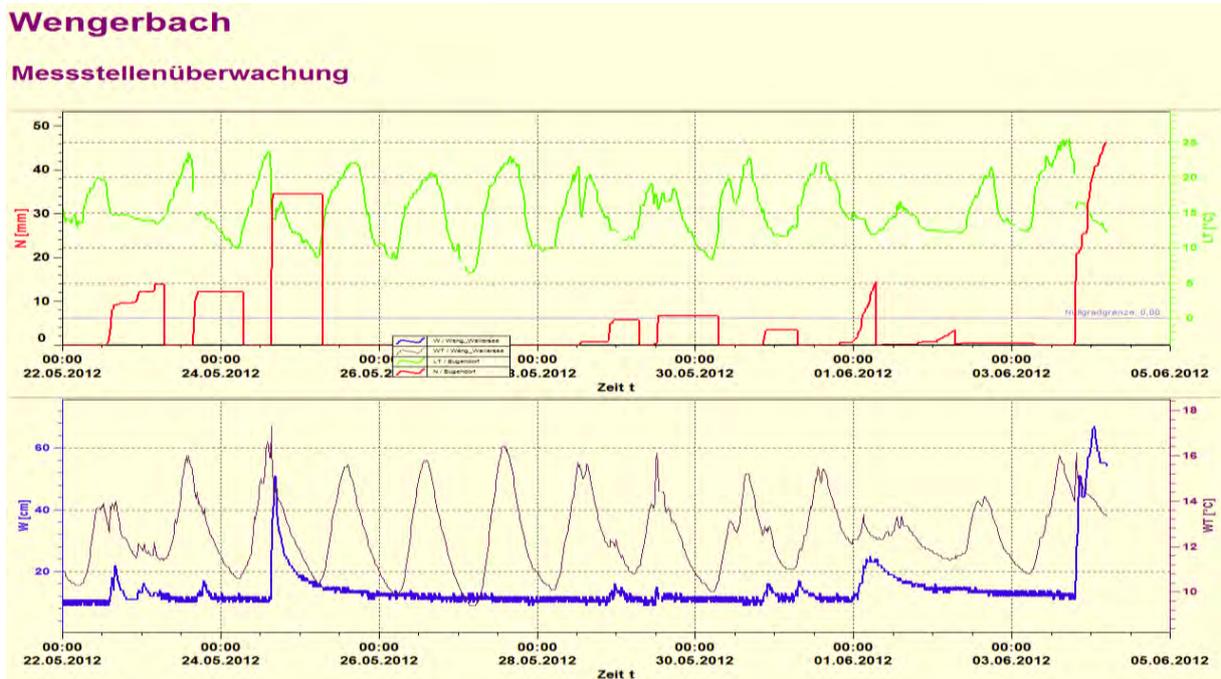


Abbildung 33: Lufttemperatur (LT, Eugendorf), Niederschlag (N, Eugendorf), Wasserführung (W, Wengerbach) und Wassertemperatur (WT, Wengerbach)

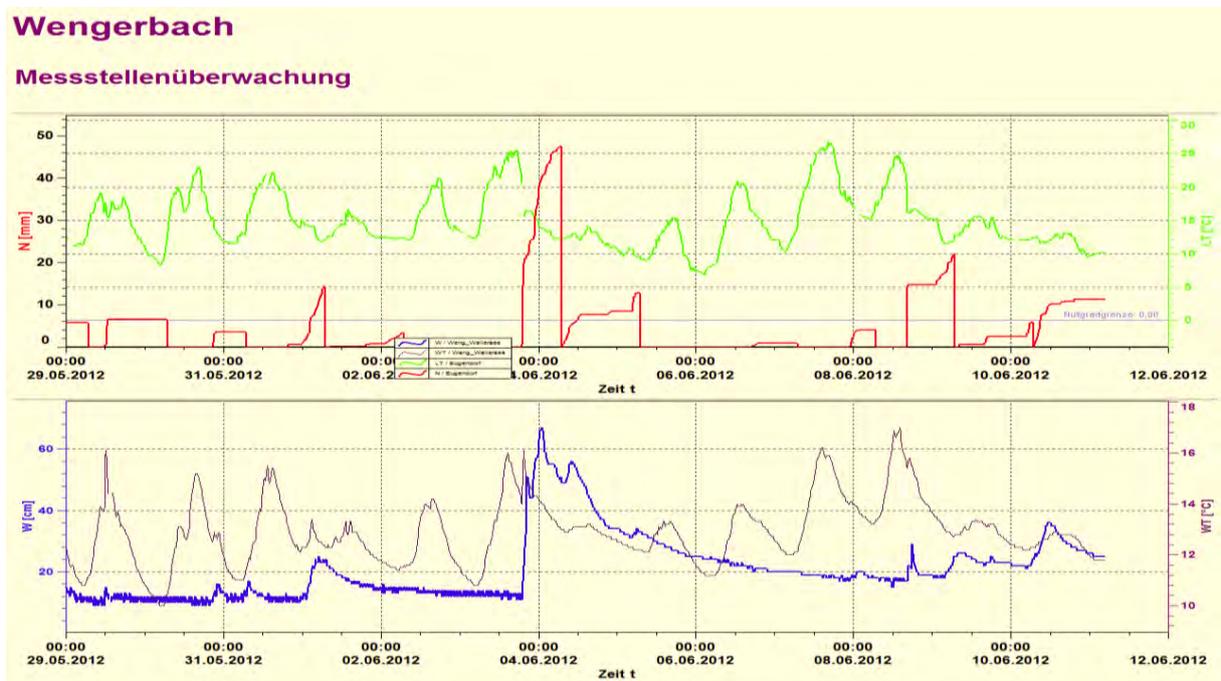


Abbildung 34: Lufttemperatur (LT, Eugendorf), Niederschlag (N, Eugendorf), Wasserführung (W, Wengerbach) und Wassertemperatur (WT, Wengerbach)

## Wengerbach

### Messstellenüberwachung

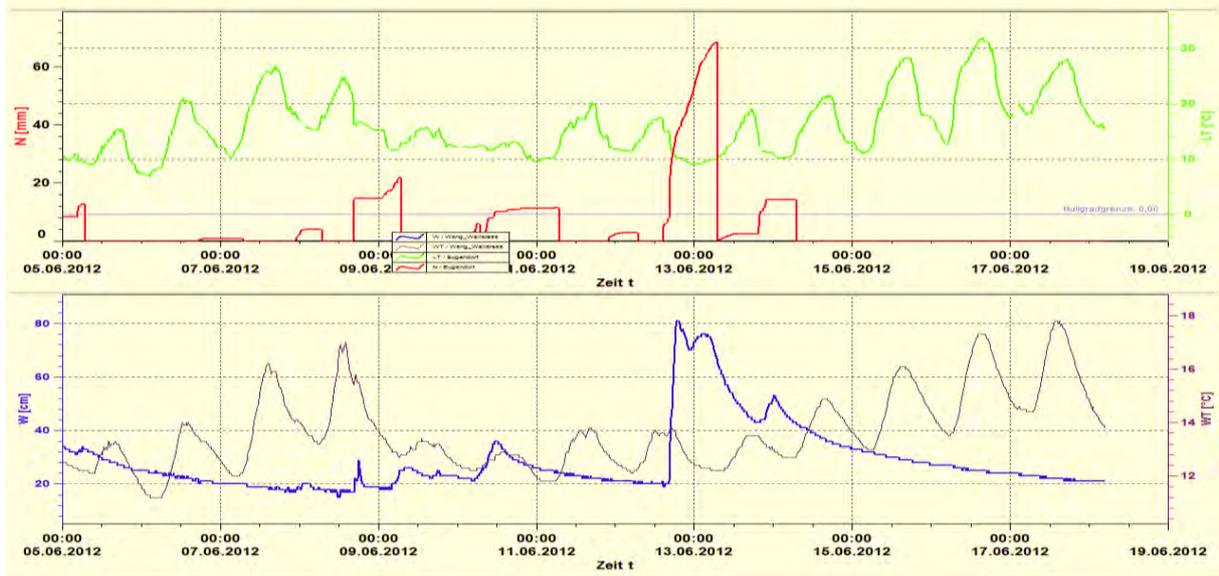


Abbildung 35: Lufttemperatur (LT, Eugendorf), Niederschlag (N, Eugendorf), Wasserführung (W, Wengerbach) und Wassertemperatur (WT, Wengerbach)

Ein stärkerer Austrag von Nährstoffen aus wassergesättigten Böden während oder unmittelbar nach Regenereignissen ist allerdings als natürlicher Vorgang zu qualifizieren. Diese Konzentrationsspitzen treten nur kurzfristig auf, die in den See eingetragenen Nährstofffrachten sind dabei sehr hoch. Derartige Nährstoffeinträge nach Starkregenereignissen konnten dann insbesondere anhand der Mischproben (kontinuierliche Probenahme) für den Dezember 2012 und den Januar 2013 nachgewiesen werden. Hierbei wurden die höchsten Gesamt-Phosphor-

Frachten des Untersuchungszeitraumes in den See eingetragen (siehe Abb. 37, 39, 41, 43, 45).

Einen Überblick und Vergleich der in den Wallersee eingetragenen spezifischen Gesamt-Phosphorfrachten (in kg/ha Einzugsgebietsfläche) aus den vom Referat Gewässerschutz in den Jahren 1998 und 1999 durchgeführten Untersuchungen und der aktuellen Messserie 2012/13 am Wengerbach, Wallerbach, Henndorferbach, Schönbach und Schlachterbach liefern die Abbildungen 36, 38, 40, 42 und 44.

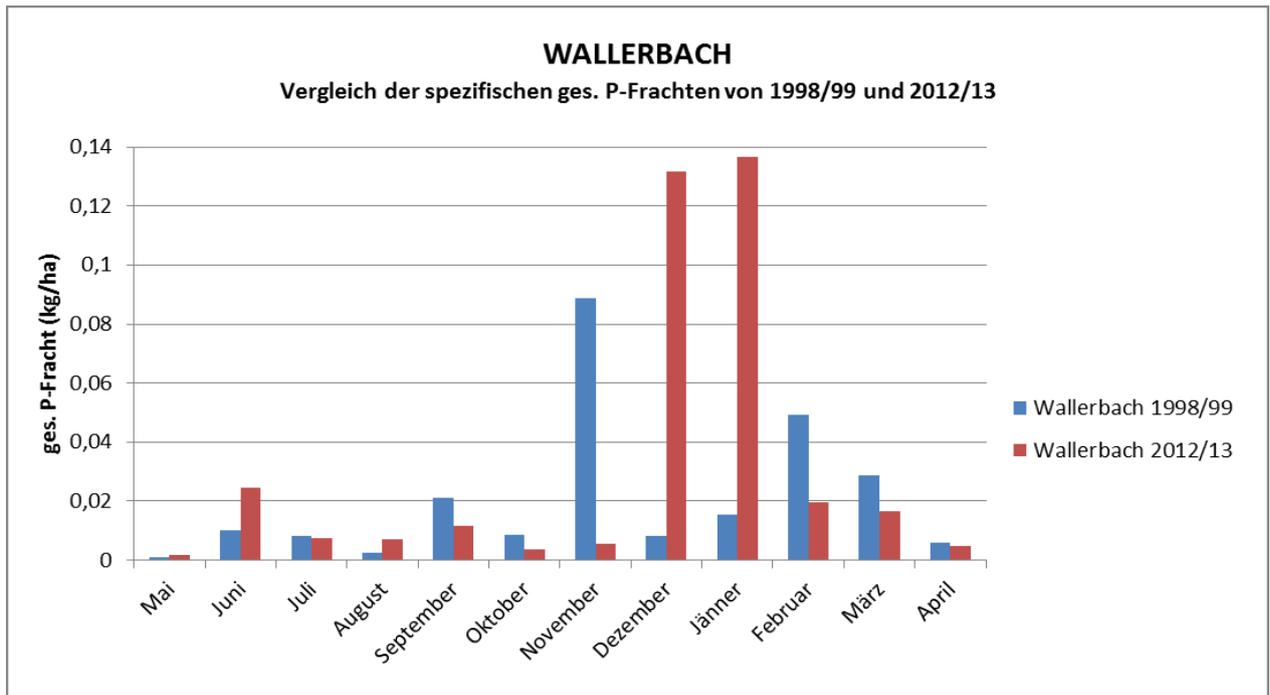


Abbildung 36: Spezifische Gesamtphosphorfrachten des Wallerbaches im Vergleich

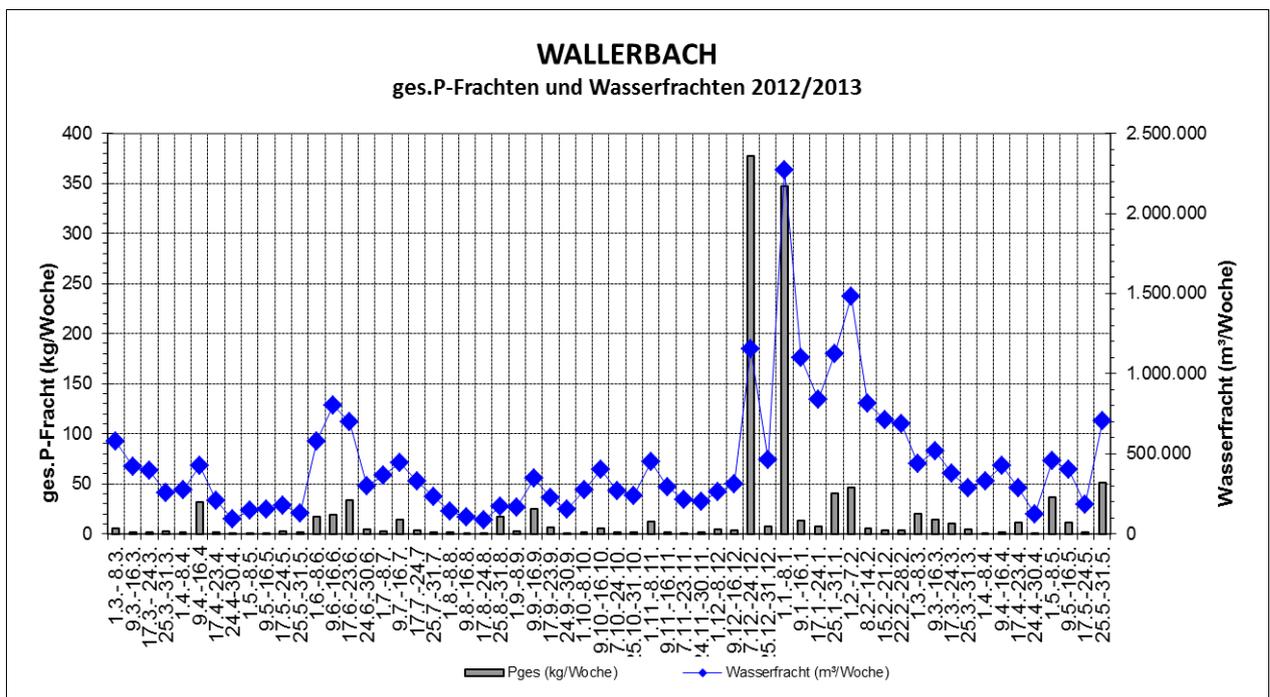


Abbildung 37: Gesamtphosphor- und Wasserfrachten des Wallerbaches 2012/2013

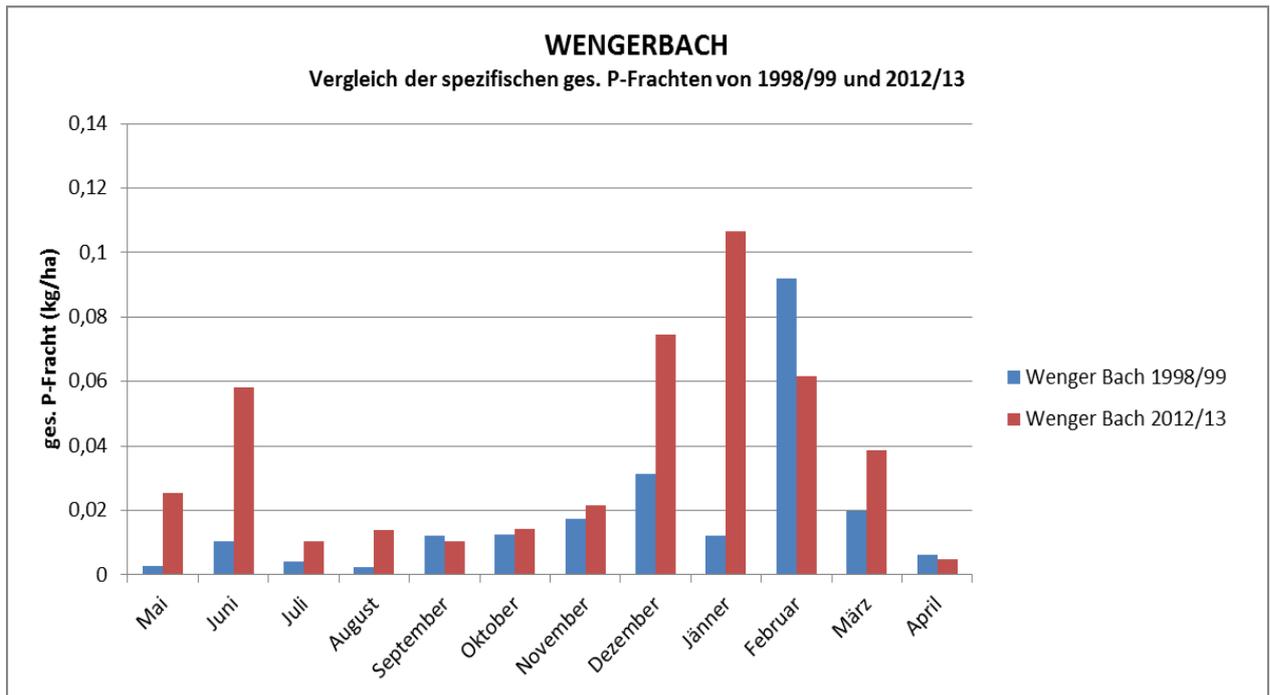
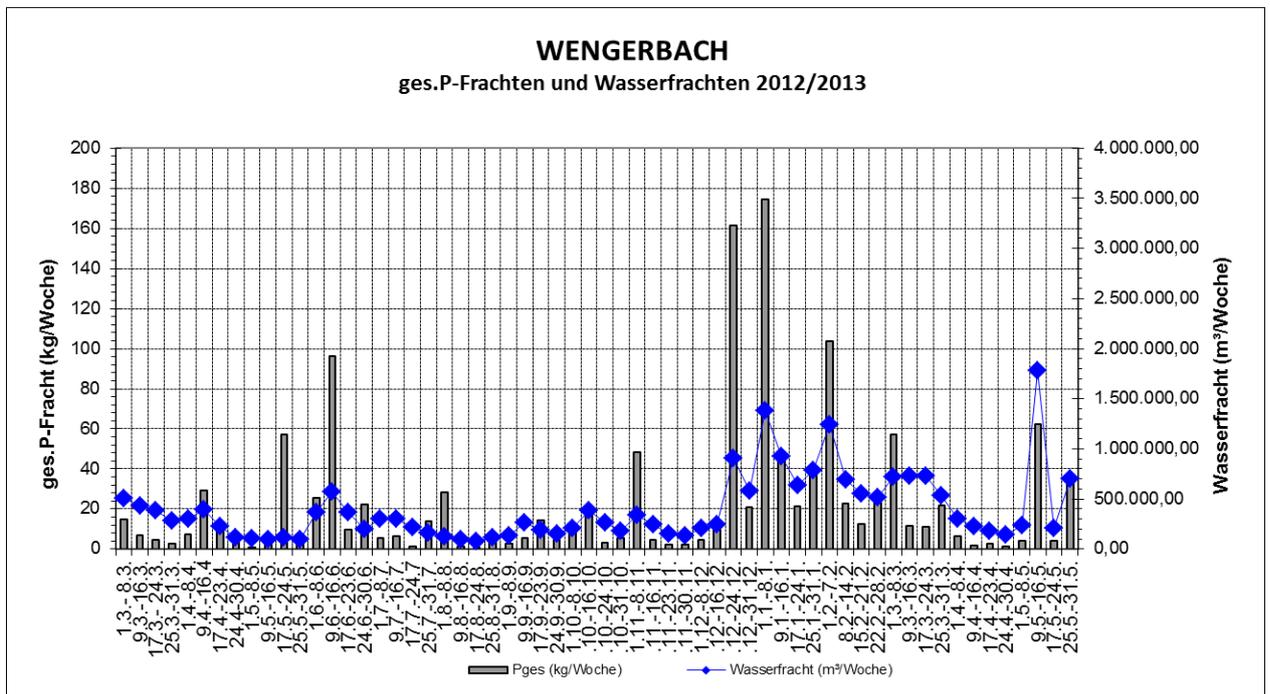


Abbildung 38: Spezifische Gesamtphosphorfrachten des Wengerbaches im Vergleich



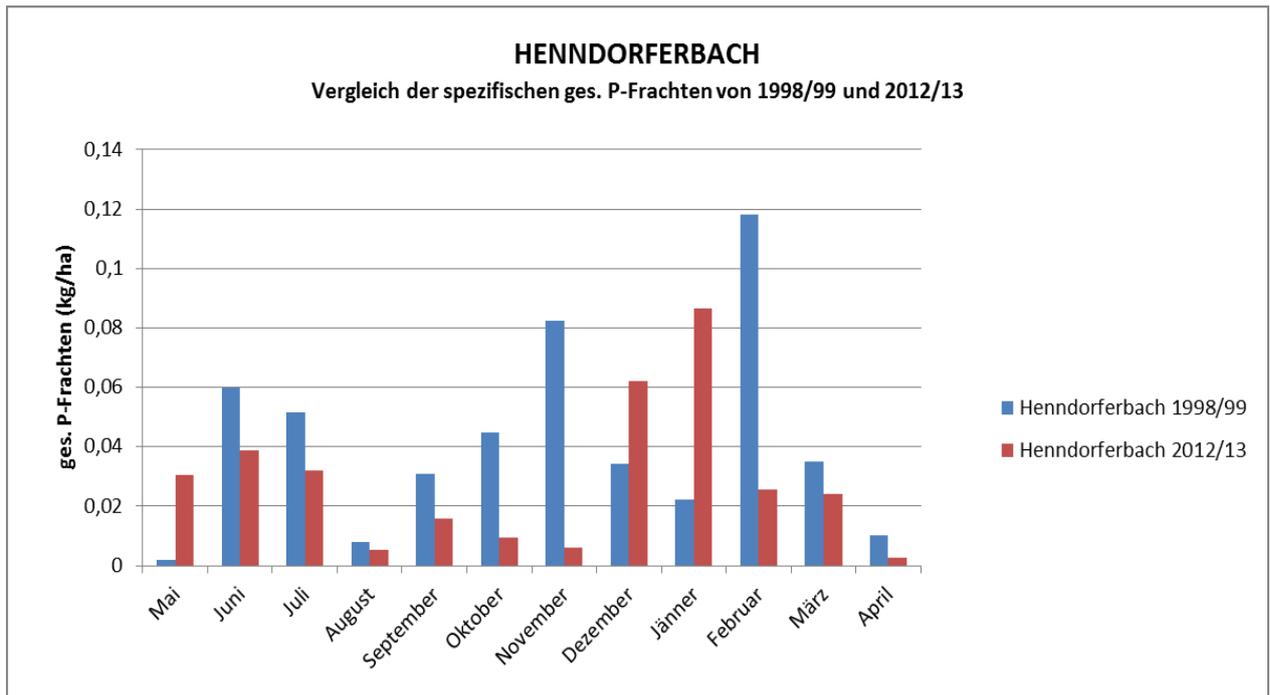


Abbildung 40: Spezifische Gesamtphosphorfrachten des Henndorferbaches im Vergleich

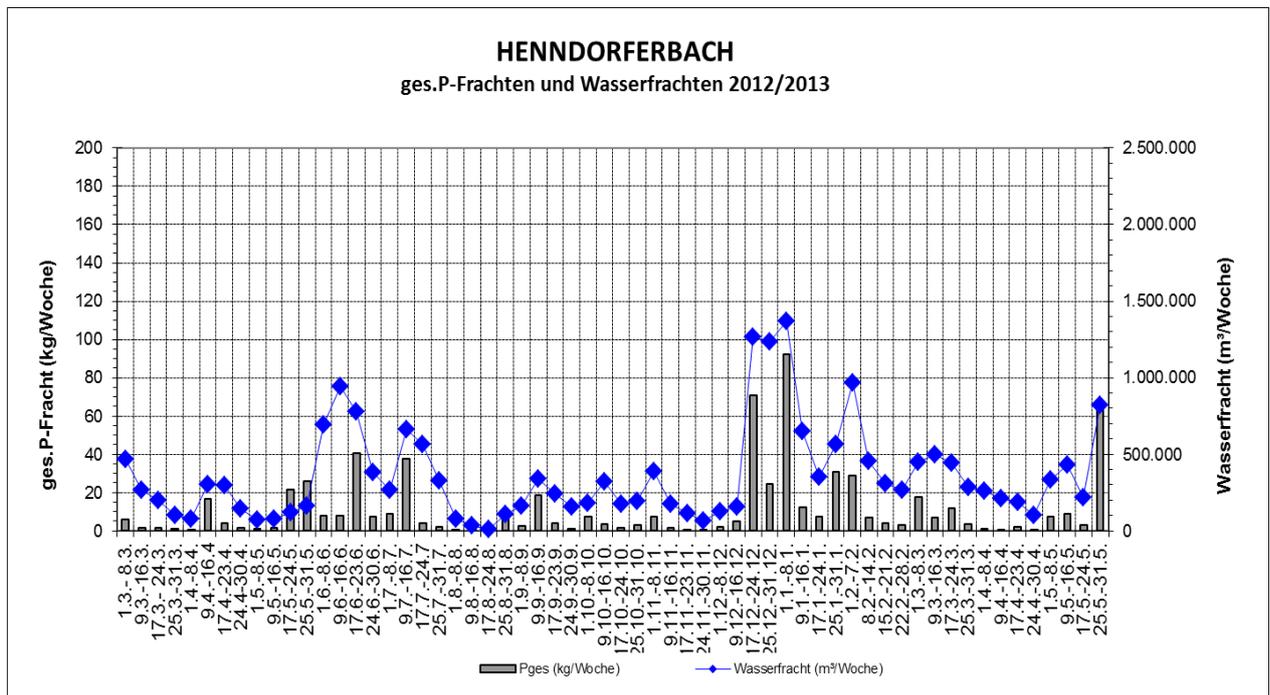


Abbildung 41: Gesamtphosphor- und Wasserfrachten des Henndorferbaches 2012/2013

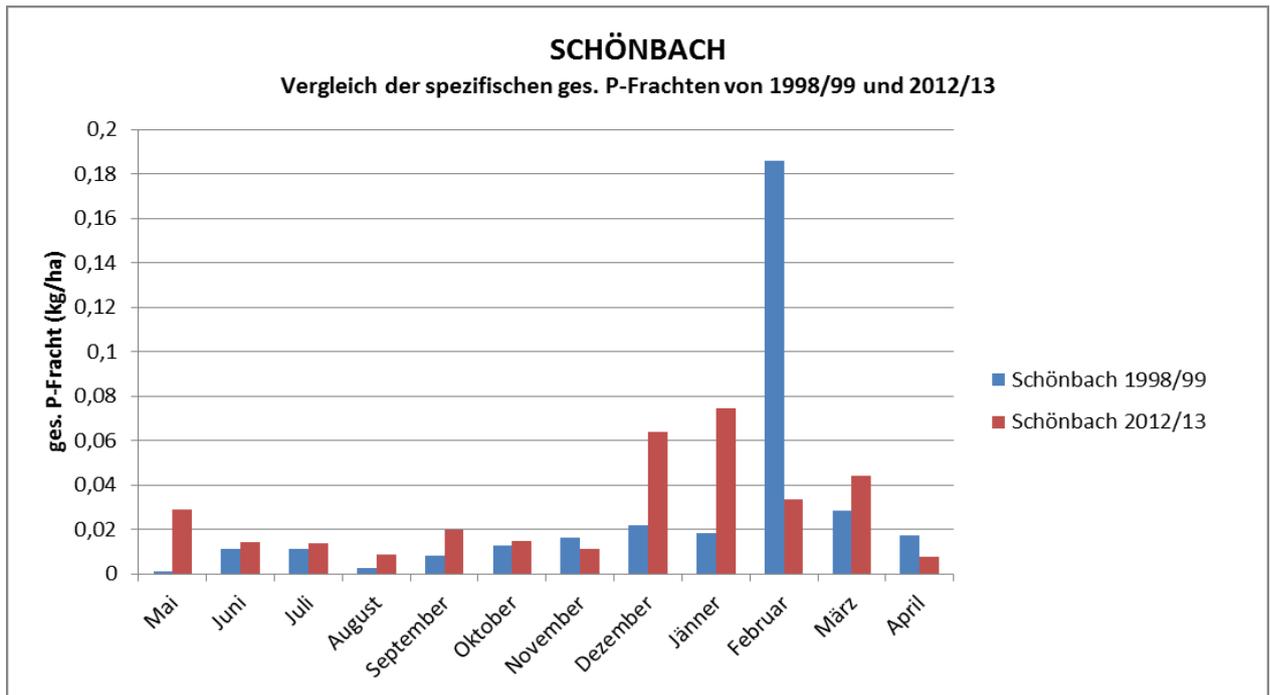
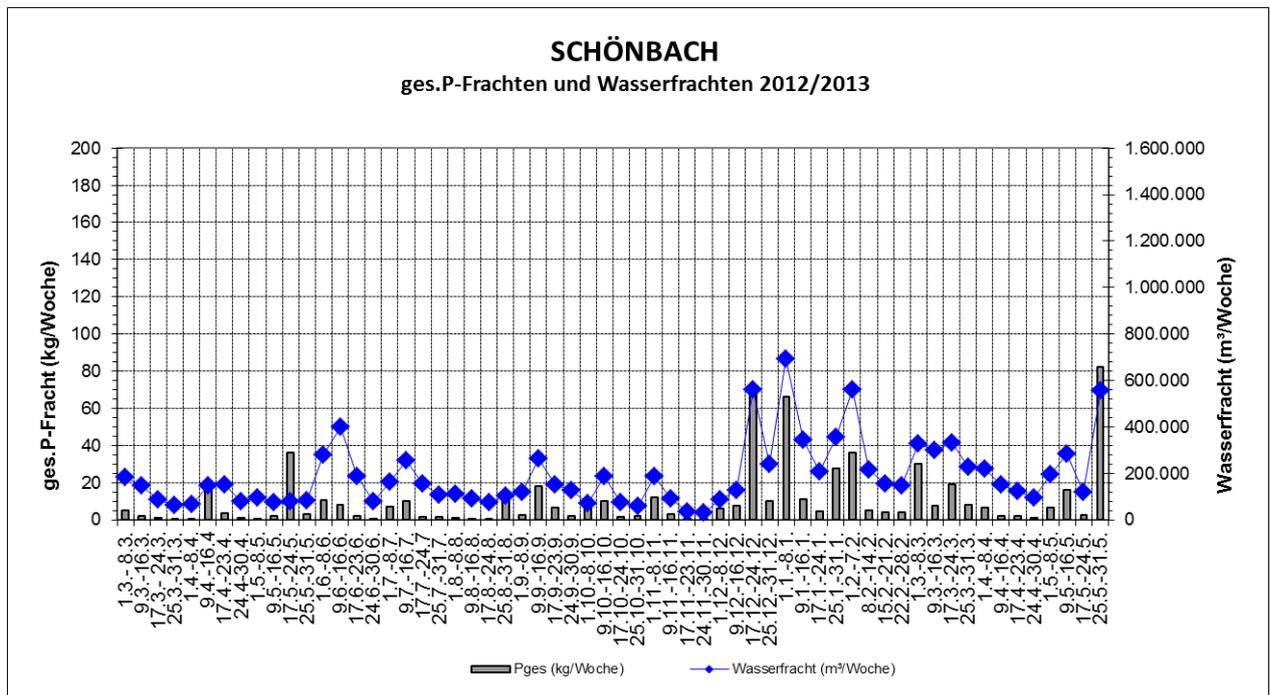


Abbildung 42: Spezifische Gesamphosphorfrachten des Schönbaches im Vergleich



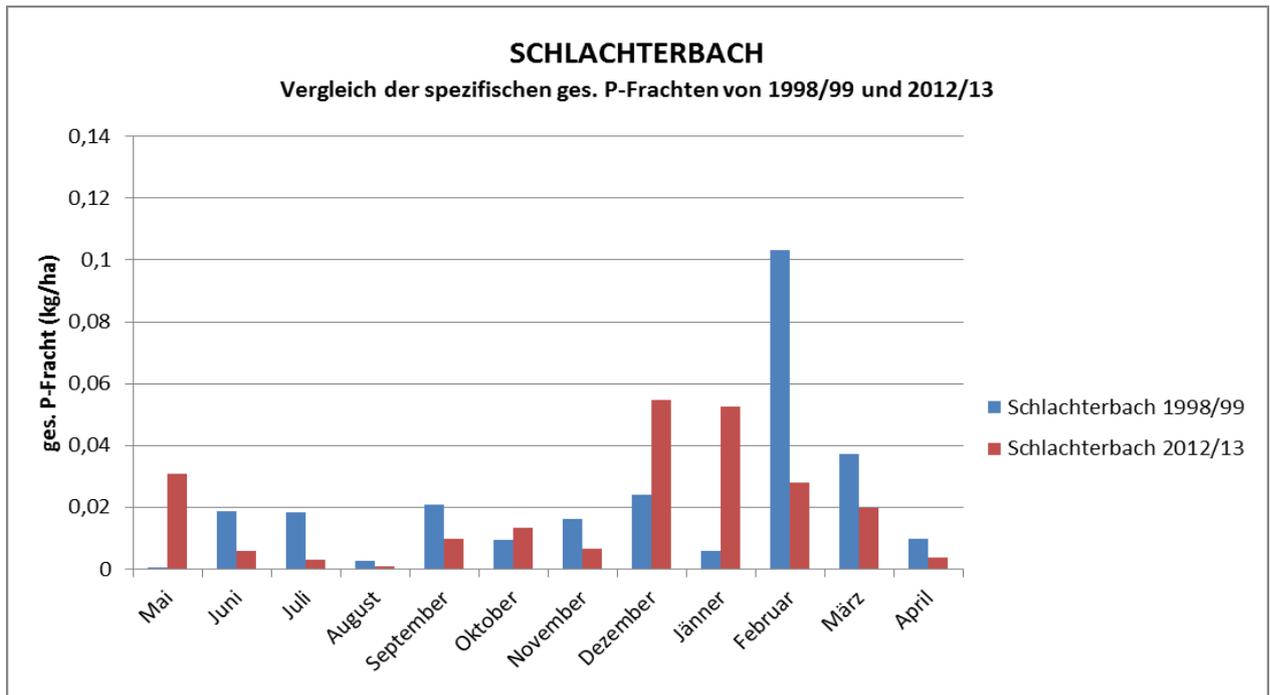


Abbildung 44: Spezifische Gesamtphosphorfrachten des Schlachterbaches im Vergleich

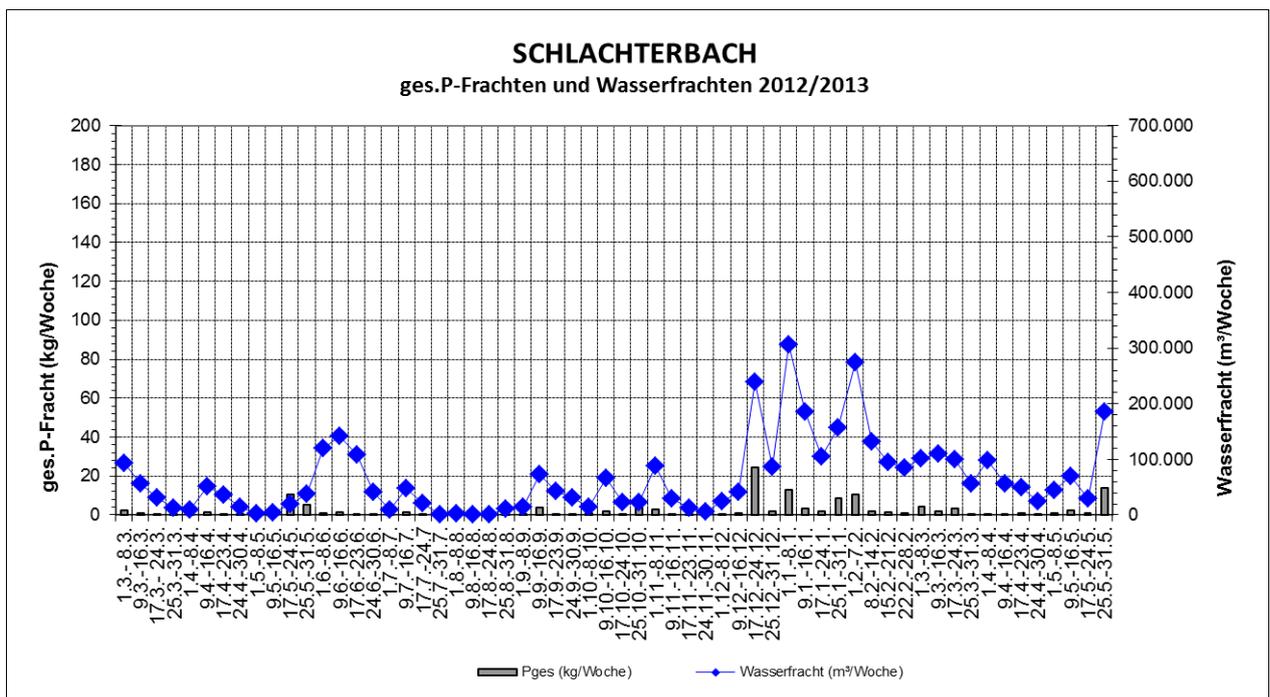


Abbildung 45: Gesamtphosphor- und Wasserfrachten des Schlachterbaches 2012/2013

In den Abbildungen 46 und 47 sind die Gesamtposphorfrachten bzw. die flächenbezogenen Ge-

samtposphorfrachten der Untersuchungen aus den Jahren 81/82, 98/99 und 2012/13 dargestellt.

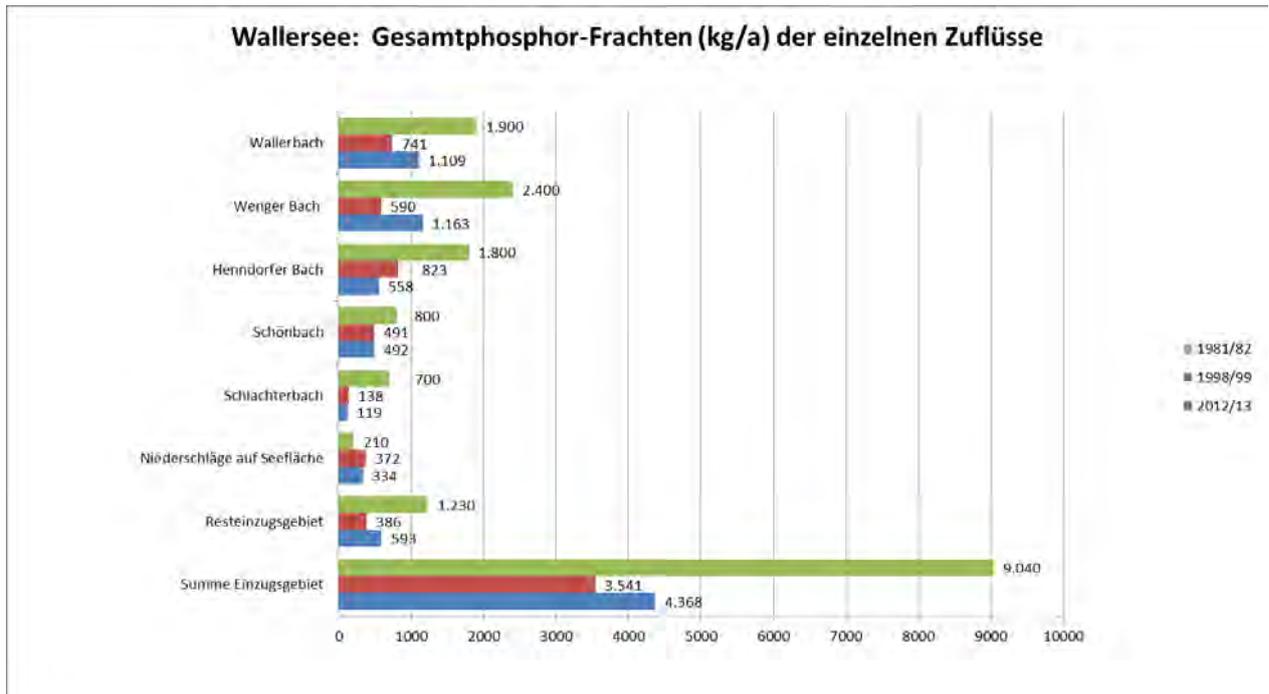


Abbildung 46: Gesamtposphorfrachten der einzelnen Zuflüsse

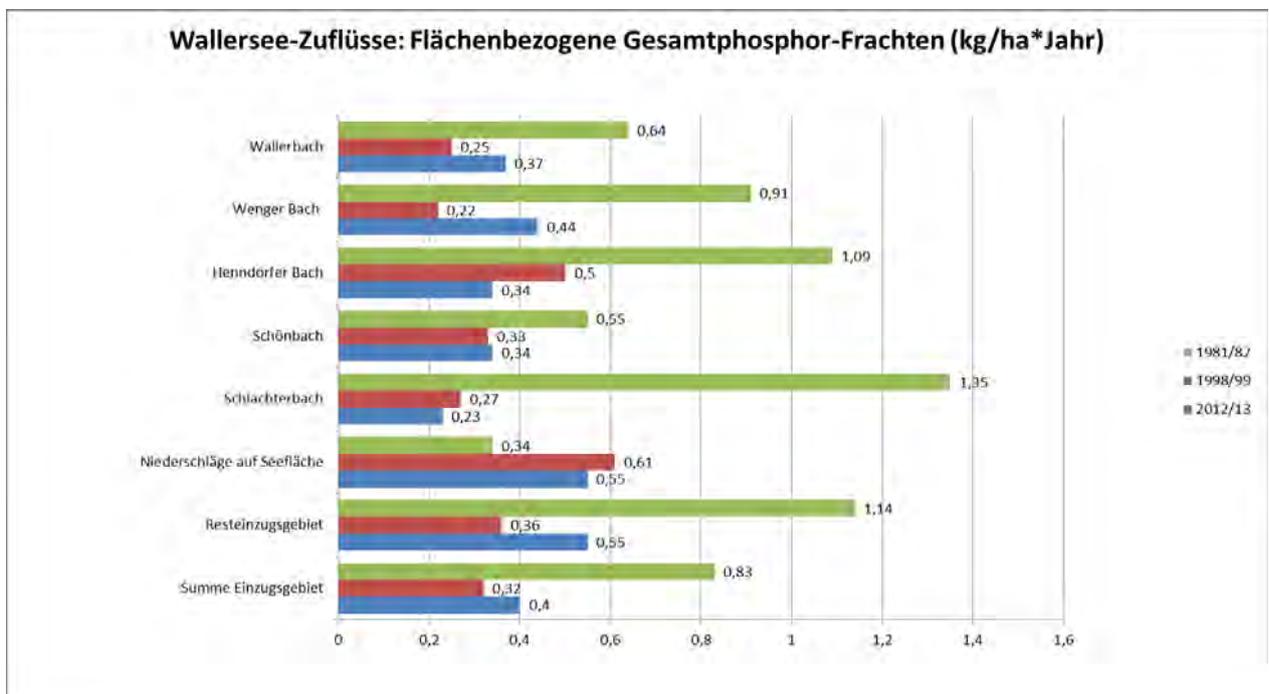


Abbildung 47: Flächenbezogene Gesamtposphorfrachten der einzelnen Zuflüsse

Die Abbildung 48 und 49 zeigen die prozentuelle Veränderung de Gesamphosphoreintrages der

Untersuchungen 81/82 und 98/99 bzw. 98/99 und 2012/13 im Vergleich.

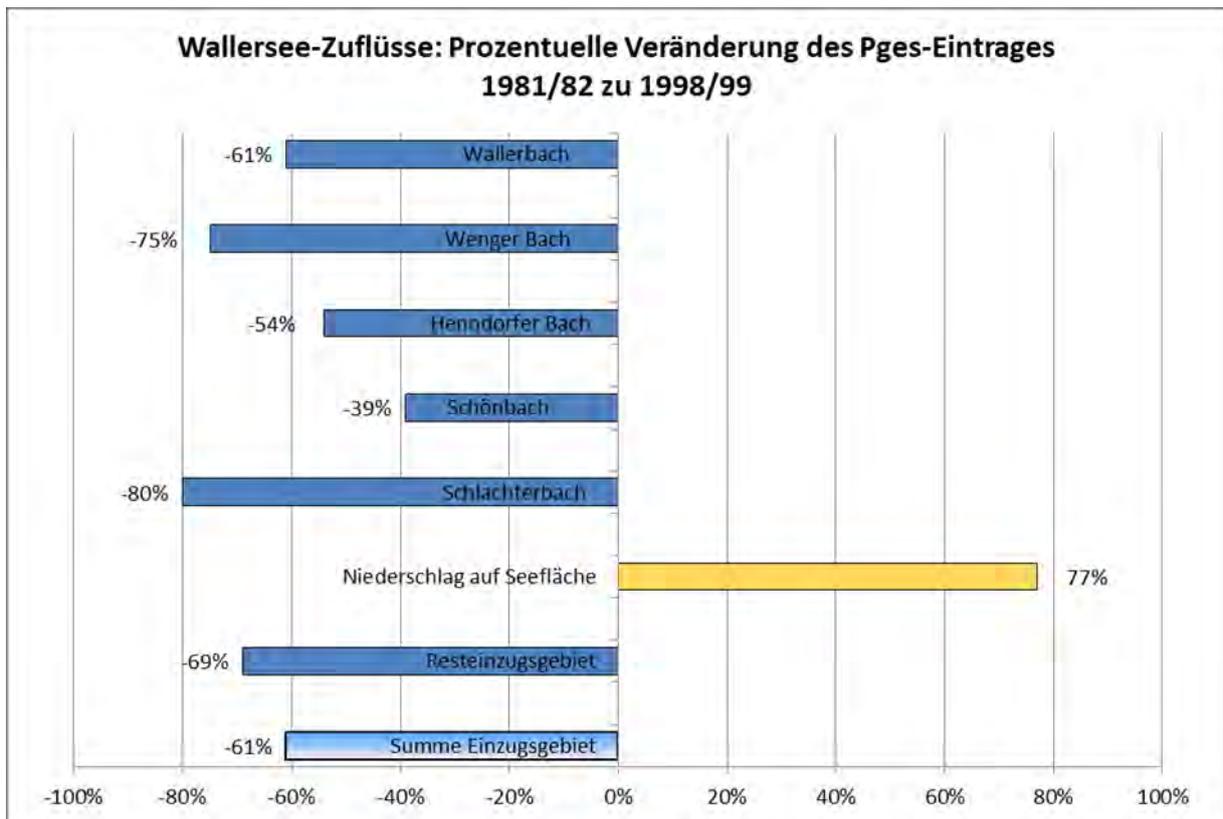


Abbildung 48: Veränderung der Gesamphosphoreinträge von 1981/82 gegenüber 1998/99

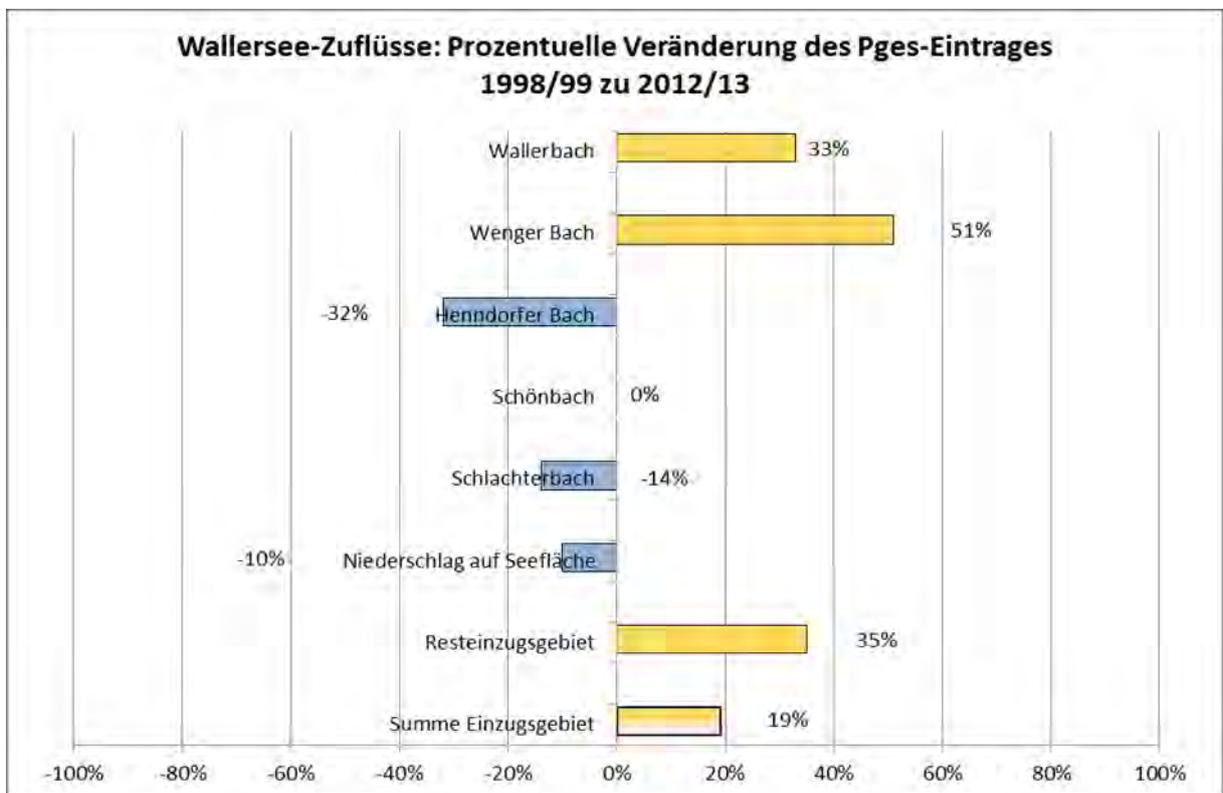


Abbildung 49: Veränderung der Gesamphosphoreinträge von 1998/99 gegenüber 2012/13

In den Abbildungen 50 bis 52 ist sind die mineralischen Stickstofffrachten der Untersuchungen aus den Jahren 81/82, 98/99 und 2012/13 bzw. die prozent-

uelle Veränderung des mineralischen Stickstoffeintrages der Untersuchungen 81/82 und 98/99 bzw. 98/99 und 2012/13 im Vergleich dargestellt.

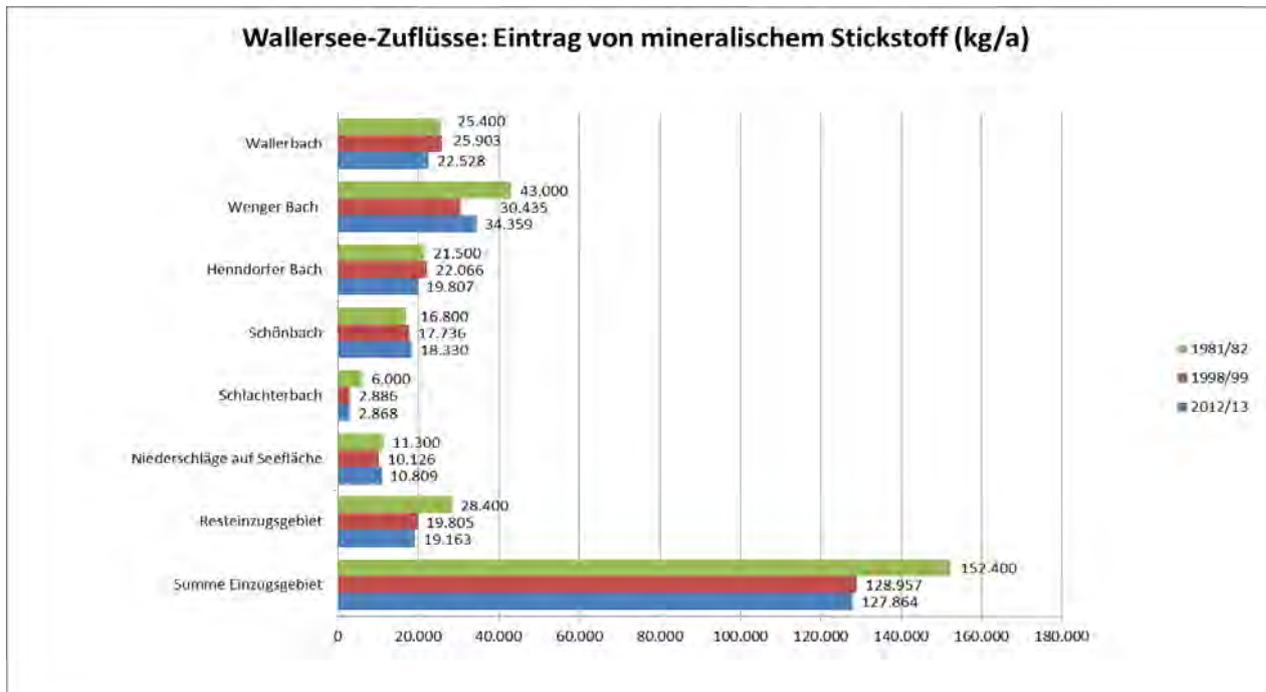


Abbildung 50: Gesamtrachten mineral. Stickstoffs der einzelnen Zuflüsse

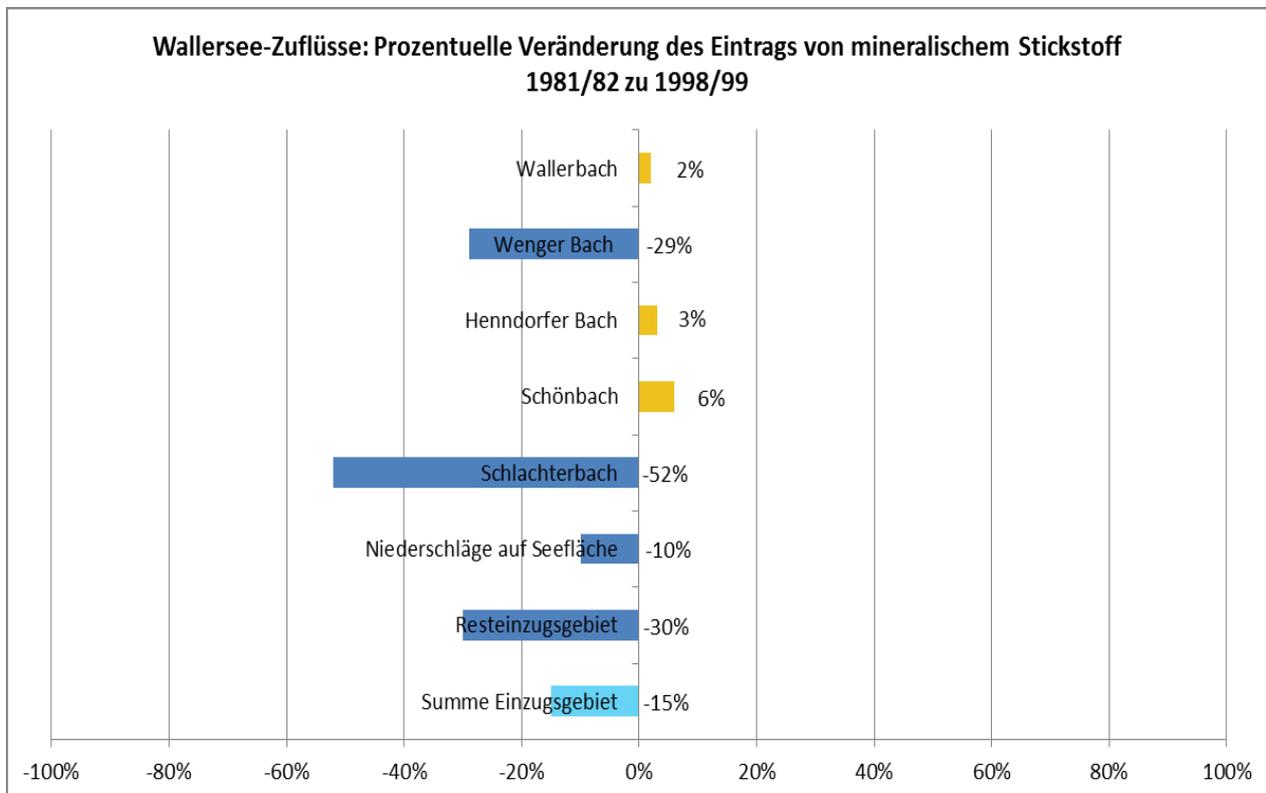


Abbildung 51: Veränderung der Gesamteinträge an mineralischem Stickstoff von 1981/82 gegenüber 1998/99

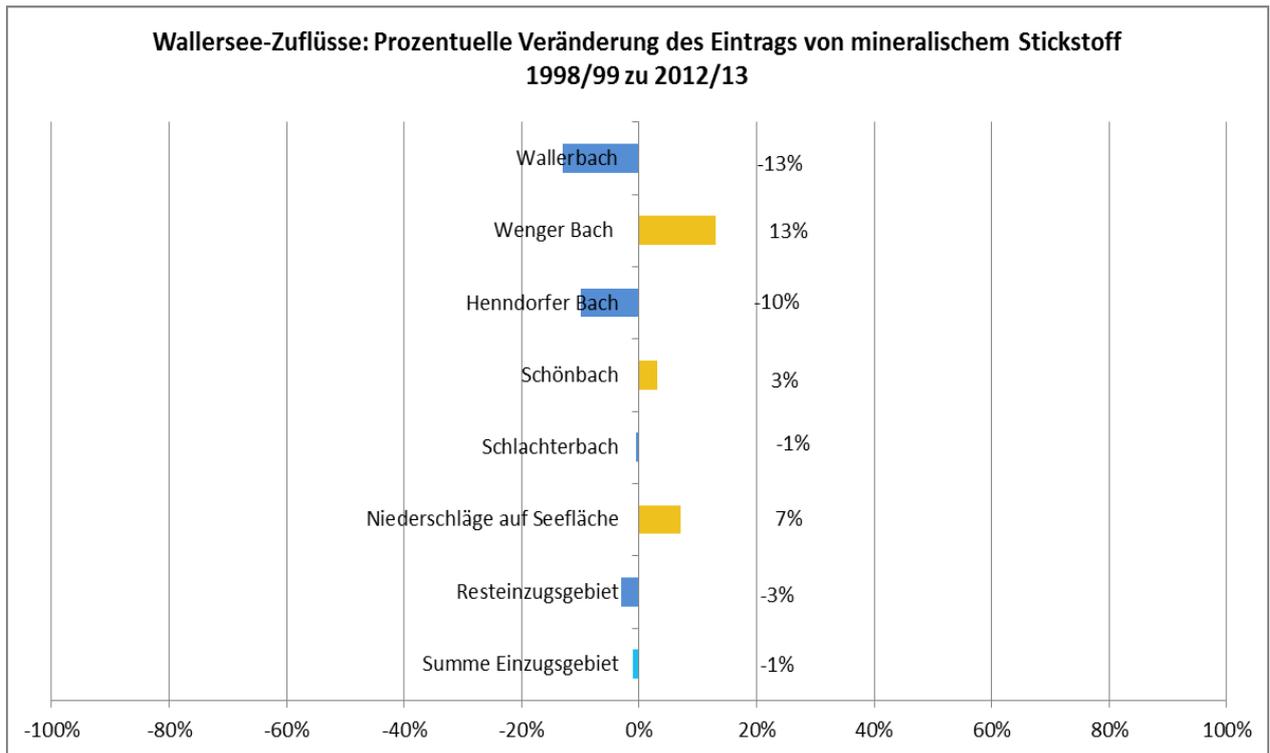


Abbildung 52: Veränderung der Gesamteinträge an mineralischem Stickstoff von 1998/99 gegenüber 2012/13

Ein Vergleich der Gesamtphosphorfrachten der Untersuchungen aus den Jahren 81/82, 98/99 und 2012/13 gegenübergestellt brachte folgende Ergebnisse:

Über die 5 Hauptzuflüsse des Wallersees inklusive des Resteinzugsgebietes (und Niederschlag auf die Seefläche) im Untersuchungszeitraum 81/82 wurden insgesamt über 9.000 kg Gesamtphosphor in den See eintragen. Bis zum Untersuchungszeitraum 98/99 reduzierte sich die Fracht auf 3.541 kg, anhand der aktuellen Untersuchung 2012/13 errechnete sich ein Gesamtphosphoreintrag von 4.368 kg.

Folgende prozentuelle Veränderung des Gesamtphosphoreintrages ergibt sich bei einem Vergleich der Untersuchungen 98/99 mit jenen 2012/13: Für den Wallerbach + 33%, Wenger Bach +51%, Henndorfer Bach -32 %, Schönbach 0%, Schlachterbach -14%, Resteinzugsgebiet +35%. In Summe ergibt sich eine prozentuelle Steigerung des Gesamtphosphoreintrages von 19%.

Die insgesamt höheren Gesamtphosphoreinträge sind allerdings auf Starkregenereignissen in den Monaten Dezember 2012 und Jänner 2013 zurückzuführen. Die in den See eingetragenen Phosphormengen resultieren im Wesentlichen aus den Einzugsgebieten abgeschwemmten bzw. aus dem Bachbett selbst erodierten mineralischen Substanzen. Für landwirtschaftlich genutzte Moorböden ist dieser Nährstoffaustrag typisch. Durch die niedrigen pH-Werte dieser Böden werden die gebundenen Nährstoffe, insbesondere der limitierende Nährstoff Phosphor, leicht ausgewaschen und in die umliegenden Gewässer

eingetragen. Die Ergiebigkeit der Niederschläge im Einzugsgebiet und die in den See eingetragenen Wassermengen wirken dabei als Multiplikator in Bezug auf die eingebachten Phosphorfrachten.

Der Anteil des partikulären Phosphors lag im Dezember 2012 bei rund 37%. Dies bedeutet, dass ca. 37% der in diesem Zeitraum in den See eingetragenen Phosphorfrachten rasch aussedimentierte und den Algen nicht mehr zur Verfügung stand. Im Jänner 2013 lag der Anteil des partikulären Phosphors bei rund 53% und somit waren nur ca. 47% des eingetragenen Phosphors im Freiwasser für das Phytoplankton verfügbar.

Aus den zuvor angeführten Gründen kommt erst nach extremen Regenereignissen (von lokalen Spitzen abgesehen) zu einer, meist allerdings nur kurzfristigen Erhöhung der Phosphorkonzentration im Freiwasser des Sees. Dies dokumentiert die Stabilität des "Systems See" deutlich.

Anhand der durchgeführten Messreihen konnten also die durchschnittlich in den Wallersee eingetragenen Nährstofffrachten, insbesondere des das Algenwachstum limitierenden Nährstoffs Phosphor, abgeschätzt bzw. berechnet werden.

Einen Überblick des Anteils der von fünf Hauptzufließern in den Wallersee eingetragenen Phosphorfrachten der Untersuchungen aus den Jahren 81/82, 98/99 und 2012/13 zeigen die Abbildungen 53 bis 55.

Wie die Abbildungen zeigen, sind die Anteile der einzelnen Zubringer am Gesamtphosphoreintrag deutlichen Schwankungen unterworfen. Der Anteil des Wallerbaches beträgt zwischen 25 und rund 32 %, der des Wengerbaches zwischen rund 21 und 34 %, der Henndorferbach liefert einen Anteil am Gesamtphosphoreintrag von rund 16 bis 30 %, Schönbach und Schlachterbach von rund 11 bis 18 bzw. 3 bis 9 %.

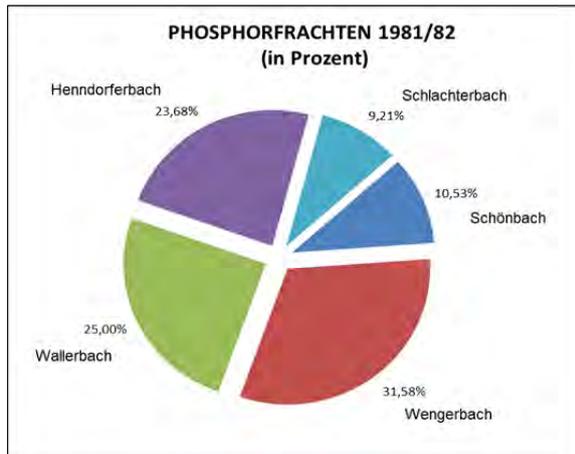


Abbildung 53: Verteilung der P-Frachten 1981/82

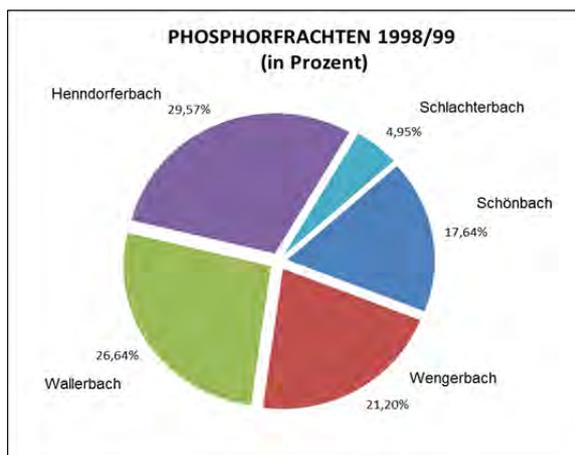


Abbildung 54: Verteilung der P-Frachten 1998/99

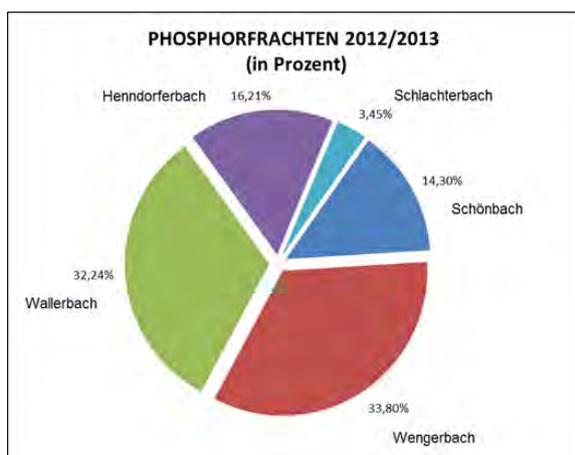


Abbildung 55: Verteilung der P-Frachten 2012/13

Gesamtstickstoffeintrag:

Über die 5 Hauptzuflüsse des Wallersee inklusive des Resteinzugsgebietes (und Niederschlag auf die Seefläche) im Untersuchungszeitraum 81/82 wurden insgesamt 152.400 kg Gesamtstickstoff in den See eintragen. Bis zum Untersuchungszeitraum 98/99 reduzierte sich die Fracht auf rund 129.000 kg, anhand der aktuelle Untersuchung 2012/13 errechnete sich ein Gesamtstickstoffeintrag von rund 127.900 kg.

In Summe ergibt dies eine Verminderung des Gesamtstickstoffeintrages im Untersuchungszeitraum 81/82 im Vergleich zu 98/99 um 15 % und im Untersuchungszeitraum 98/99 zu 2012/13 um weitere 1%.

Bei der Düngung von landwirtschaftlichen Nutzflächen sind insbesondere die Vorgaben der Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2012, welche mit 4.05.2012 in Kraft getreten ist, zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Aktionsprogramm Nitrat 2012) zu beachten.

Auf durchgefrorenen Böden und auf allen wassergesättigten oder überschwemmten Böden, sowie auf schneebedeckten Böden ist eine Düngung mit stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nicht zulässig. Es ist dafür zu sorgen, dass kein Abschwemmen in oberirdische Gewässer erfolgt.

Weiters ist die Verordnung der Bezirkshauptmannschaft Salzburg-Umgebung vom 10. Jänner 1990, mit der die Aufbringung von Düngestoffen im hydrologischen Einzugsgebiet des Wallersee untersagt oder geregelt wird zu beachten.

Gemäß dieser Verordnung ist die Aufbringung von Gülle, Jauche, Klärschlamm, Stallmist, Mineräldünger und Kompost im hydrologischen Einzugsgebiet des Wallersee jedenfalls untersagt:

1. An Ufern von Oberflächengewässern und zwar im Abstand von 5 m von Fließgewässern und von 50 m von stehenden Gewässern, sowie auf Mooren und dauernassen Streuwiesen.  
Beim Wallersee ist der 50 m Abstand von der Grenze, die durch den Wasserspiegel auf einer Höhe von 505,95 m gebildet wird, zu berechnen;
2. auf wassergesättigten oder mit mehr als 10 cm Schnee bedeckten oder tiefer als 3 cm durchgefrorenen Böden;
3. während der Schneeschmelze im Frühjahr auf drainierten Grundflächen.

Die Präsenz des Gewässerschutzes vor Ort zeigte Wirkung. Die oben dargestellten Vorgaben des Aktionsprogramms Nitrat 2012 sowie der Verordnung der Bezirkshauptmannschaft Salzburg-Umgebung vom 10. Jänner 1990, mit der die Aufbringung von Düngestoffen im hydrologischen Einzugsgebiet des Wallersee untersagt oder geregelt wird, wurden durchwegs eingehalten. Insbesondere wurden die

Verbotszeiträume eingehalten und bei geschlossener Schneebedeckung (aktuelle Definition siehe Aktionsprogramm 2012) keine Düngung vorgenommen. Weiters wurden die oben angeführten Abstände zu den stehenden und fließenden Gewässern sehr präzise eingehalten.

Ein verstärkter Nährstoffeintrag, zumindest für den Untersuchungszeitraum, im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren konnte zwar für den Parameter Gesamtposphor in Bezug auf die Zubringer Wallerbach und Wenger Bach sowie das Resteinzugsgebiet nachgewiesen werden (in Summe + 19%), diese verstärkten Gesamtposphoreinträge sind, wie bereits voranstehend angeführt, auf Starkregenereignissen in den Monaten Dezember 2012 und Jänner 2013 zurückzuführen. Diese stark erhöhten Nährstoffeinträge

nach Regenereignissen aus dem Umland insbesondere im Dezember 2012 und im Jänner 2013 sind für Moorböden typisch und als natürliche Ereignisse zu qualifizieren.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das Referat Gewässerschutz im Einzugsgebiet des Wallersees auch weiterhin, im Rahmen der Gewässeraufsichtspflichten, Kontrollen durchführen wird. Der Gewässerschutz trägt des Weiteren dazu bei, das Bewusstsein für den verantwortungsvollen Umgang mit Düngemitteln, aber auch anderen Stoffen, die nicht in ein Gewässer gelangen dürfen, zu wecken und somit letztendlich einen nachhaltigen Schutz des Wallersees zu erreichen, um so die Nährstoffeinträge in den See zu minimieren und den sehr guten Zustand des Sees zu erhalten.

## 5. Literatur

SEEFELDNER, E. (1961): Salzburg und seine Landschaften – Verlag „Das Berglandbuch“ Salzburg, Stuttgart, 1-574

### **Zitiervorschlag:**

LAND SALZBURG – GEWÄSSERSCHUTZ (2015): Monitoring-Programm der Zuflüsse des Wallersees 2012/13. – in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 17: 416-439 (2015)

GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL



*Land Salzburg*

*Für unser Land!*