

Vergleichende faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Libellenzönosen zweier Kleinseen im schweizerischen Mittelland

Autor(en): **Schwaller, Thomas**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Mitteilungen / Naturforschende Gesellschaft des Kantons Solothurn**

Band (Jahr): **35 (1991)**

PDF erstellt am: **21.07.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-543342>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Vergleichende faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Libellenzönosen zweier Kleinseen im schweizerischen Mittelland

von Thomas Schwaller

Adresse des Autors

Thomas Schwaller, lic. phil. nat.
Bahnhofstrasse 26, 4708 Luterbach

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	Seite 13
1. Einleitung	Seite 13
2. Untersuchungsgebiete	Seite 14
2.1. Burgäschisee	Seite 14
2.1.1. Lage und Entstehung	Seite 14
2.1.2. Bedeutende Eingriffe	Seite 14
2.2. Inkwilersee	Seite 15
2.2.1. Lage und Entstehung	Seite 15
2.2.2. Bedeutende Eingriffe	Seite 15
3. Geologische Verhältnisse und Klimafaktoren	Seite 15
3.1. Geologische Verhältnisse	Seite 15
3.2. Klima	Seite 15
4. Chemisch-physikalische Wasseranalysen	Seite 16
4.1. Material und Methoden	Seite 16
4.1.1. Chemische Parameter	Seite 16
4.1.2. Physikalische Parameter	Seite 16
4.2. Ergebnisse	Seite 17
4.2.1. Burgäschisee	Seite 17
4.2.1.1. Seezuflüsse	Seite 18
4.2.2. Inkwilersee	Seite 18
4.2.2.1. Seezuflüsse	Seite 19
4.3. Diskussion	Seite 19
5. Potentielle Odonaten-Habitate und deren Vegetation	Seite 20
5.1. Verhältnisse vor und nach der letzten grossen Melioration	Seite 20
5.1.1. Burgäschisee und Umgebung	Seite 20
5.1.2. Inkwilersee und Umgebung	Seite 21
5.2. Heutiger Zustand	Seite 21
5.2.1. Burgäschisee und Umgebung	Seite 21
5.2.2. Inkwilersee und Umgebung	Seite 22
5.3. Diskussion	Seite 23
6. Qualitative Erfassung der Odonatenzönosen	Seite 24
6.1. Methode	Seite 24
6.2. Ergebnisse	Seite 24
6.3. Diskussion	Seite 24
6.3.1. Burgäschisee	Seite 24

6.3.2. Inkwilersee	Seite 25
6.3.3. Vergleich der Artenspektren 1985–1989	Seite 25
6.3.3.1. Vergleich zwischen Burgäschi- und Inkwilerseegebiet	Seite 25
6.3.3.1.1. Vergleich nach zoogeographischen Gesichtspunkten	Seite 26
6.3.3.1.2. Vergleich nach den Biotoppräferenzen der einzelnen Arten	Seite 26
6.3.3.2. Vergleich mit früheren Erhebungen	Seite 26
6.3.3.2.1. Vergleich im Burgäschiseegebiet	Seite 27
6.3.3.2.2. Vergleich im Inkwilerseegebiet	Seite 27
6.3.3.3. Vergleich mit rezenten regionalen Erhebungen	Seite 27
6.3.3.4. Vergleich mit rezenten gesamtschweizerischen Erhebungen	Seite 28
7. Abundanzen der Odonatenzönosen	Seite 28
7.1. Absolute Häufigkeiten	Seite 28
7.1.1. Methoden	Seite 28
7.1.1.1. Am Burgäschisee	Seite 28
7.1.1.2. Am Inkwilersee	Seite 29
7.1.2. Ergebnisse	Seite 30
7.1.3. Diskussion	Seite 30
7.1.3.1. Seenvergleich	Seite 30
7.1.3.2. Abundanzdynamik ausgewählter «Rote-Liste»-Arten	Seite 31
7.2. Relative Häufigkeiten	Seite 32
7.2.1. Methoden	Seite 32
7.2.1.1. Am Burgäschisee	Seite 32
7.2.1.2. Am Inkwilersee	Seite 32
7.2.2. Ergebnisse	Seite 32
7.2.3. Diskussion	Seite 32
7.2.3.1. Seenvergleich	Seite 32
7.3. Vergleich mit früheren Erhebungen	Seite 33
8. Autochthonie	Seite 34
8.1. Autochthonie möglich: Flugbeobachtungen 1985–1989	Seite 34
8.1.1. Methode	Seite 34
8.1.2. Ergebnisse	Seite 34
8.2. Autochthonie wahrscheinlich: Paarungen, Eiablagen, Larven	Seite 35
8.2.1. Methode	Seite 35
8.2.2. Ergebnisse	Seite 35
8.3. Autochthonie sicher: Exuvien, subadulte <i>Zygoptera</i> 1988/89	Seite 35
8.3.1. Methode	Seite 35
8.3.2. Ergebnisse	Seite 36
8.3.2.1. Geschlechterverteilung	Seite 37
8.4. Diskussion	Seite 37

9. Phänologie	Seite 37
9.1. Methode	Seite 37
9.2. Ergebnisse bei ausgewählten Arten, Vergleiche	Seite 38
9.2.1. Schlüpfphänologie	Seite 38
9.2.2. Flugzeiten	Seite 38
9.2.3. Fortpflanzungsaktivitäten	Seite 39
9.3. Diskussion	Seite 40
10. Habitatnutzung ausgewählter Arten	Seite 41
10.1. Verteilung an verschiedenen Seeuferabschnitten	Seite 41
10.1.1. Methoden	Seite 41
10.1.2. Seenvergleiche, Diskussion	Seite 42
10.1.2.1. Fortpflanzungsaktivitäten (Paarungen, Eiablagen)	Seite 42
10.1.2.2. Exuvien	Seite 43
10.1.2.3. Fortpflanzungsaktivitäten in Abhängigkeit von Besonnung und Vegetationsstruktur (am Beispiel von <i>Libellula fulva</i>)	Seite 44
10.2. Nutzung von weiteren potentiellen Habitaten	Seite 45
10.2.1. Methode	Seite 45
10.2.2. Ergebnisse	Seite 46
10.2.3. Diskussion	Seite 47
11. Faunistische Beobachtungen anderer Tiergruppen	Seite 47
11.1. Geradflügler	Seite 47
11.2. Tagfalter	Seite 48
11.3. Vögel	Seite 48
12. Zusammenfassung	Seite 48
13. Literaturverzeichnis	Seite 50

Vergleichende faunistisch-ökologische Untersuchungen an den Libellenzönosen zweier Kleinseen im schweizerischen Mittelland

Vorwort

Die vorliegende Arbeit dokumentiert den aktuellen Wert des Burgäschisees und Inkwilensees als Ökosysteme in einer intensiv vom Menschen genutzten Landschaft.

Insbesondere die heutige intensive landwirtschaftliche Nutzung in den Einzugsgebieten der beiden Seen wurde durch die umfangreichen Meliorationsarbeiten erst ermöglicht und ist hauptverantwortlich für die festgestellte ökologische Wertverminderung sowohl des Burgäschisees als auch des Inkwilenseegebiets.

Das im Auftrag der Kantone Bern und Solothurn 1989 erarbeitete «Natur- und Landschaftsschutzkonzept Burgäschisee, Chlepfibeerimoos und Umgebung» kann als geeignete Grundlage für eine dringend notwendige ökologische Aufwertung der Burgäschiseelandschaft betrachtet werden. Die im Konzept formulierten Zielsetzungen (Wiederherstellung des Charakters einer Moorlandschaft von nationaler Bedeutung und Einbettung des Sees in die Kulturlandschaft der Umgebung durch abgestufte und angepasste Nutzung in einer Übergangszone) sollten daher möglichst rasch verwirklicht werden.

Es ist aus ökologischer Sicht dringend notwendig, am *Inkwilensee* baldmöglichst ebenfalls ein *umfassendes Natur- und Landschaftsschutzkonzept* zu erarbeiten, damit auch hier die heutigen unerwünschten Einflüsse beseitigt werden können.

Besonders wichtig scheint mir, dass sich die Massnahmen nicht auf rein technische, seeinterne Sanierungsmöglichkeiten wie beispielsweise eine Tiefenwasserableitung beschränken, sondern dass, im Sinne einer Ursachenbekämpfung und analog zu obigem Konzept, primär *seeexterne* Massnahmen geprüft und realisiert werden.

In diesem Zusammenhang kann dann die vorliegende Arbeit zur biologischen Erfolgskontrolle von getroffenen Massnahmen verwendet werden.

Schliesslich bleibt mir noch die angenehme Pflicht, all denen zu danken, durch deren Mithilfe diese Arbeit entstanden ist. Mein besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. Jürg Fischer vom Zoologischen Institut der Universität Bern für die Leitung der Arbeit. Zu Dank verpflichtet bin ich ferner den Gewässerschutzämtern der Kantone Bern und Solothurn für die Überlassung von chemisch-physikalischen Wasseranalysen, dem Büro BSB Umweltplanung, Solothurn, für die Möglichkeit der EDV-mässigen Auswertung der Arbeit, Herrn K. Eigenheer, Gerlafingen, für die Unterstützung bei den Felddaufnahmen, Frau U. Imwinkelried, Universität Bern, für die Mithilfe bei den eigenen chemischen Wasseranalysen, der Familie Luterbacher für die freundliche Aufnahme am Burgäschisee, der Fischereivereinerung Inkwil, insbesondere Herrn Stampfli, sowie meinen Eltern, die meine Arbeit stets mit Interesse verfolgten.

1. Einleitung

Die Insektenordnung der *Odonata* (Libellen) wurde in der naturwissenschaftlichen Forschung lange Zeit vernachlässigt, obwohl diese Gruppe aufgrund ihrer beträchtlichen Körpergrösse ein auffälliges und infolge ihrer relativ geringen Artenzahl auch ein übersichtliches Element innerhalb der mitteleuropäischen Invertebratenfauna darstellt (MEIER, 1989; WILDERMUTH, 1980).

Im Zuge vermehrter Naturschutzanstrengungen wurde in den 80er Jahren die Forschung an Odonaten intensiviert, da man unter anderem erkannt hatte, dass sich diese Insektengruppe – neben anderen Organismen – zur Charakterisierung und Bewertung von Feuchtgebieten besonders eignet, weil viele Arten sowohl im Larvenstadium als auch während der Reproduktionsphase relativ eng an bestimmte Gewässertypen gebunden sind und auf anthropogene Veränderungen ihrer Fortpflanzungsbiootope empfindlich reagieren («Bioindikatoren», vgl. WILDERMUTH, 1980). Vorkommen oder Fehlen, Autochthonie (Bodenständigkeit) und Grösse der Populationen lassen Schlüsse auf den Zustand von Feuchtbiotopen zu. Obwohl bis jetzt noch kein auf Odonaten basierendes exaktes Indikatorsystem publiziert worden ist, haben schon verschiedene Autoren auf diese Möglichkeit hingewiesen (z.B. DEMARMELS & SCHIESS, 1978, BAUER, 1979, CLAUSNITZER, 1980).

Oft beschränken sich heute odona-

tologische Erhebungen an einem Gewässer meist auf einige wenige Stichproben während einer Flugperiode. Dies führt zu einer zum Teil ungenauen Charakterisierung des betreffenden Ökosystems aus odonatologischer Sicht. Erst aufgrund sorgfältiger odonato-ökologischer Untersuchungen über einen längeren Zeitraum hinweg können verlässliche Aussagen über die Stabilität des Systems in bezug auf den Biotop (klimatische, geologische und chemisch-physikalische Verhältnisse) und die Biozönose (Artenpektrum, Abundanzen, Ausmass und Tragweite von Bestandesschwankungen, Dominanzverhältnisse, Autochthoniestati usw.) gemacht werden (vgl. WILDERMUTH & SCHIESS, 1983). Solche Studien, welche verschiedene Gewässer miteinander odonato-ökologisch vergleichen und über einen Zeitraum von mindestens fünf Jahren durchgeführt werden, existieren erst in geringer Zahl (vgl. RUDOLPH, 1979).

In der vorliegenden Arbeit werden zum Teil fünfjährige Forschungsergebnisse an den *Odonatenzönosen* des Burgäschi- und Inkwilersees, zweier gleichaltriger Moränenseen im solothurnisch-bernischen Mittelland, vergleichend dargestellt und diskutiert.

Massgebend waren dabei insbesondere folgende Fragestellungen:

- Gibt es Unterschiede in den Artenpektren zwischen den beiden Seen, und wie stabil sind die Artenzahlen in den fünf Beobachtungsjahren und im Vergleich zu früheren Erhebungen? Worin liegen die möglichen Gründe? Welche aktuelle odonatologische Bedeutung haben die beiden Untersuchungsgebiete für die Region und die gesamte Schweiz?
- Wie stabil sind die Abundanzen ausgewählter Odonatenarten während der Untersuchungszeitspanne an den beiden Seen? Wie sieht insbesondere die Abundanzdynamik der «Rote Liste»-Arten aus? Welche Arten zeigen deutliche Abundanzunterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten, und worin liegen die möglichen Gründe dafür? Gibt es Unterschiede in den Dominanzverhältnissen zwischen den Seen?

- Existieren bei ausgewählten Arten zwischen den Seen und zwischen 1988 und 1989 Unterschiede in der Schlüpfphänologie sowie bei den Flugzeiten und Fortpflanzungsaktivitäten?
- Manifestieren sich bei ausgewählten Arten Habitatpräferenzen in Form von unterschiedlichen Verteilungen von Fortpflanzungsaktivitäten (Paarungen und Eiablagen) und Exuvien an verschiedenen Seeuferabschnitten, und worauf sind diese zurückzuführen? Von welchen Arten werden weitere potentielle Odonatenhabitats in der näheren Umgebung der Seen genutzt, und wie erfolgt diese allfällige Nutzung?
- Welche Bedeutung haben die Untersuchungsgebiete für andere Tiergruppen (Geradflügler, Tagfalter und Vögel)?

2. Untersuchungsgebiete

2.1. Burgäschisee

2.1.1. Lage und Entstehung

Der Burgäschisee liegt 465 m ü. M., etwa 3,5 km südwestlich von Herzogenbuchsee.

Das Seebecken weist eine grösste Länge von 603 m und eine grösste Breite von 385 m auf. Bezüglich der Tiefenverhältnisse gliedert sich der Burgäschisee nach v. BÜREN (1949) in zwei Becken, ein nördliches, 29,1 m tiefes und ein südliches, 32 m tiefes Becken. Der Uferumfang beträgt 1715 m. Der grössere nördliche Teil gehört zur solothurnischen Gemeinde Burgäschi, der kleinere südliche zum bernischen Seeberg. Nach v. BÜREN (1949) beträgt das Einzugsgebiet 3,19 km². In dieser Arbeit finden sich auch die übrigen morphometrischen Daten des Sees.

Das Burgäschiseegebiet wurde vom Bundesrat 1982 als Teil des Objekts Nr. 1313 ins Bundesinventar der Landschaften und Naturdenkmäler von nationaler Bedeutung (BLN) aufgenommen.

Die Landschaft des Burgäschisees ist das Werk des Rhonegletschers, der von Westen her während der

letzten Eiszeit bis in die Gegend von Herzogenbuchsee vordrang. Er hobelte zahlreiche flache Mulden aus und bedeckte das ganze Gebiet mit einer tonreichen Grundmoräne. In einer ersten Rückzugsphase lagerte er bei Burgäschi mehrere Endmoränen ab. Nach dem endgültigen Abschmelzen des Eises blieb eine sanfte Hügellandschaft mit zahlreichen darin eingebetteten «Toteisseen» zurück. In einer solchen glazialen Talfurche liegt der Burgäschisee (KT. AMT FÜR RAUMPLANUNG SOLOTHURN, Naturschutzaufseher-tagung im Juli 1985).

2.1.2. Bedeutende Eingriffe

Der Burgäschisee war einst bedeutend grösser. Er reichte im Nordosten bis zum sogenannten «Burghölzli» und im Südwesten bis zum heutigen Weiler «Mösli» (nach der Chronik der Gemeinde Aeschi/SO). Die ehemalige Moorfläche ist in HINTERMANN & WEBER AG (1989) dargestellt.

Eine «unwirtliche Sumpflandschaft», von Jeremias GOTTHELF einleitend im Werk «Kurt von Koppigen» meisterhaft geschildert, war nach der Gletscherzeit entstanden.

Erste Spuren der Besiedlung des damals bis auf Wasser- und Sumpfflächen weitgehend bewaldeten Gebietes stammen aus der Jungsteinzeit (Ufersiedlungen, «Pfahlbauten»).

Um 1880 wurde erstmals der Seespiegel künstlich abgesenkt.

Der grösste Eingriff ins Ökosystem See und seine Umgebung erfolgte 1942–47 mit der Melioration des Gebietes um den Burgäschisee. Das moorige, torfige Gelände zwischen Burgäschi und Winistorf wurde trockengelegt und der Seespiegel um rund zwei Meter abgesenkt. Für die Gesamtentwässerung wurde einerseits die Oesch, andererseits die Oenz als Vorfluter benutzt. Die Absenkung des Seespiegels kam durch die Anlegung des Seebachs als Abfluss zur Oenz zustande. Es folgten zahlreiche Detail-Drainagen, um so das Wasser in einer grossen Zahl von Saugerleitungen zu sammeln und durch verschiedene Kanäle und Hauptrohrleitungen der Oesch und der Oenz zuzuführen. Durch diesen Eingriff nahm die Ge-

samtfläche des Sees von 22,44 ha auf 19,16 ha ab. Damit waren die Voraussetzungen geschaffen, bisher unproduktives Sumpfland landwirtschaftlich zu nutzen. Die Folgewirkungen dieser «Melioration» halten immer noch an und sind hauptverantwortlich für die Situation, wie sie sich heute im und um den See präsentiert.

Durch die Absenkung des Grundwasserspiegels wurde der bis anhin unter Wasser stehende Torfboden für den Luftsauerstoff zugänglich. Es setzte in der Folge ein Abbauprozess ein, der die Torfsubstanz allmählich zu zersetzen begann und durch die Beackerung beschleunigt wurde. Mit der Mineralisation des Torfbodens wurde gleichzeitig vor allem Stickstoff ausgewaschen, welcher oberflächlich oder über das Drainage-System in den See gelangte (Quelle: «Vorarbeiten zur geplanten Belastungsstudie Burgäschisee/Chlepfiberimoos», KT. AMT FÜR RAUMPLANUNG SOLOTHURN, 1988).

Eine genaue Schilderung der Melioration und ihrer Folgen findet sich bei ARN (1945).

Aufgrund der Empfehlungen der eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG, 1976) wurde 1977 eine Rohrleitung zum Abzug des sauerstoffarmen Tiefenwassers eingerichtet. Diese «Hypolimnion-Drainage» bedingte eine Anhebung des Seespiegels um etwa 30 cm.

Wie die EAWAG (1984) in einem Bericht festhält, stellten sich durch diese technische Massnahme wesentliche Änderungen ein, insbesondere der Phosphatvorrat der unteren Schichten ging beträchtlich zurück, und als Folge davon entstand eine verbesserte Sauerstoffversorgung.

2.2. Inkwilersee

2.2.1. Lage und Entstehung

Der Inkwilersee liegt 464 m ü. M., etwa 3,2 km nördlich des Burgäschisees in der Stirnmoränenlandschaft Aeschi - Wangen an der Aare, die vom Rhonegletscher zur Zeit seiner grössten Ausdehnung geschaffen worden ist. Das eigentliche Seebek-

ken befindet sich in einer weiten, flachen Mulde, 400 m südwestlich des Dorfes Inkwil.

Der Inkwilersee weist die gleiche Entstehungsgeschichte wie der Burgäschisee auf.

Alter eines Gewässers und die Distanz zu anderen Gewässern sind insofern von odonatologischer Bedeutung, als die Ansiedlung von neuen Arten mit den Jahren abnimmt, wenn zu bedeutenden Nachbargewässern eine geringe Distanz besteht (BARNES, 1983). Es wird im Laufe der Zeit ein Gleichgewichtszustand erreicht (MC ARTHUR & WILSON, 1967).

Wie beim Burgäschisee verläuft auch beim Inkwilersee die Kantonsgrenze Solothurn - Bern mitten durch den See.

Die grösste Länge des Inkwilersees beträgt etwa 500 m, die grösste Breite etwa 300 m, die Fläche 11,5 ha und der Umfang der Uferlinie 1400 m. Das Einzugsgebiet ist mit 4,4 km² verhältnismässig gross, nämlich 38,2mal grösser als die Seefläche (alle Angaben nach v. BÜREN, 1951). Der See erreicht lediglich eine grösste Tiefe von 4 m.

2.2.2. Bedeutende Eingriffe

Aufgrund der noch heute erkennbaren Ausdehnung der Schwarzerdeböden (ehemalige sumpfige Moorböden) mit Seekreidespuren lässt sich die frühere Grösse des Inkwilersees erahnen. Das einstige Seebecken wies vor allem eine beträchtlich grössere West-Ost-Ausdehnung auf.

In den Jahren 1818/19 wurde zwischen den Gemeinden Inkwil und Röthenbach ein offener Kanal gegraben, der es ermöglichte, den Inkwilersee um gut zwei Meter abzusenken.

Am 17. Februar 1889 hat sich eine «Entsumpfungsgenossenschaft» konstituiert. 1891/92 wurde die Sohle des Abflusskanals in seinem Oberlauf, das heisst vom See bis etwas oberhalb von Röthenbach, um etwa 1 Meter tiefer gelegt. Dadurch ist nun besonders auch das Gebiet im Osten des Sees entsumpft worden. In den Jahren 1959 bis 1965 folgte eine Güterzusammenlegung, verbunden mit einer Melioration und einer nochmaligen Seeabsenkung.

Die durch diese umfangreichen Meliorationen möglich gewordene intensive Landbewirtschaftung führte zu einer massiven Eutrophierung des Sees und den oben geschilderten negativen Folgeerscheinungen der Entsumpfung.

Seit Mitte der 1980er Jahre wird nun dem Inkwilersee Trinkwasser aus dem öffentlichen Netz zugeführt. Möglichkeiten einer weitergehenden Seesanie rung mit technischen Massnahmen werden zurzeit geprüft (EAWAG, 1988).

3. Geologische Verhältnisse und Klimafaktoren

3.1. Geologische Verhältnisse

Die geomorphologischen und geologischen Verhältnisse sind von BAUMBERGER (1910) und NUSSBAUM (1910) eingehend behandelt worden. In diesen Arbeiten findet sich auch die weitere einschlägige Literatur.

Beide Seen liegen in einer flachen, durch den Gletscher ausgeschliffenen Niederterrasse. Umzogen sind die beiden Seen, insbesondere der Inkwilersee, durch relativ flache, in Art einer Endmoräne umziehender Hügel.

Über der Grundmoräne liegt im Bereich der Seebecken eine wasserundurchlässige Tonschicht, darüber limnische Sedimente (Seekreide infolge der «biogenen Entkalkung») und schliesslich jüngste pflanzliche und tierische Ablagerungen.

3.2. Klima

Das Klima des Untersuchungsgebietes liegt im mittelländischen Durchschnitt und ist als gemässigt zu bezeichnen.

Im Winter wird der kontinentale Kaltlufteinfluss durch den mildernden Einfluss der Gewässer, besonders aber durch häufige Hochnebellagen, abgepuffert.

Bereits LINIGER (1884) weist auf das offenbar günstige Mikroklima insbesondere des Burgäschisees hin, da sich das Seebecken im Sommerhalbjahr dank weitgehend windgeschützter Muldenlage relativ stark

erwärmen kann. Der Inkwilsersee ist infolge der etwas flacheren umgebenden Moränenwelle und des schmäleren Erlenbruchwaldgürtels (vgl. Kap. 5) etwas mehr windexponiert.

Gemäss RUDOLPH (1979) weisen allgemein Seen in Mulden, welche von Wald umgeben sind, ein günstiges Mikroklima auf, was das Vorkommen von mediterranen Arten hervorrufen kann.

4. Chemisch-physikalische Wasseranalysen

4.1. Material und Methoden

Zur Beurteilung des chemisch-physikalischen Zustandes des Burgäschisees in den Jahren 1985–89 standen die umfangreichen Analysen des Gewässerschutzlabors des Kantons Bern zur Verfügung. Dieses führt neben monatlichen Teilanalysen jeweils einmal im Frühling (März) und im Herbst (September) chemisch-physikalische Vollanalysen in neun verschiedenen Tiefenstufen durch. Zwecks Vergleichbarkeit mit denjenigen des Inkwilsersees finden in der vorliegenden Arbeit, mit Ausnahme des Sauerstoffs, nur die Werte bei 0 und 5 m Tiefe Verwendung. Zudem können Analysenwerte von früheren Untersuchungen (v. BÜREN, 1949, und EAWAG, 1976) vergleichend beigezogen werden.

Für die chemisch-physikalische Beurteilung des Inkwilsersees konnte ich in erster Linie auf die durch das Wasserwirtschaftsamt des Kantons Solothurn vorgenommenen Analysen zurückgreifen. Die Datenerhebung erfolgte in den Jahren 1985, 1986, 1988 und 1989 jeweils vom Frühling bis in den Herbst beziehungsweise in den Spätsommer (1988/89), mit dem Ziel, Grundlagen für die Beurteilung verschiedener möglicher Massnahmen zur Sanierung des Sees zu erhalten. Aus der Datenfülle wurde jeweils pro Monat und Jahr nur ein Probenahmentag ausgewertet. Ergänzend standen eine chemisch-physikalische Vollanalyse der EAWAG vom 10. August 1988 sowie wiederum Angaben von v. BÜREN (1951) zur Verfügung.

Eigene Studien über minimale und maximale Wasserstände, periodisch überschwemmte Flächen, Wassertiefen und Uferprofile dienen zudem der Beurteilung der Eignung verschiedener Uferbereiche zur Nutzung als Odonaten-Habitats.

Im 2. Halbjahr 1988 monatlich stichprobenartig vorgenommene eigene chemisch-physikalische Wasseranalysen der Zuflüsse in beide Seen (Probenahmen jeweils im Mündungsbereich) geben einen Eindruck über die zugeführten Nährstofffrachten und dienen der Charakterisierung dieser Kanäle als Lebensräume für die Odonaten. In der Folge werden lediglich Material und Methoden der eigenen Analysen beschrieben.

4.1.1. Chemische Parameter

Die Wasserproben wurden, um mögliche chemische Veränderungen zu vermeiden, noch am Tag der Probenahme im Labor des Zoologischen Instituts der Universität Bern verarbeitet. Die Ausnahme bildete hier, methodisch bedingt, der Gesamtphosphor.

– Wasserstoffionenkonzentration (pH)

Zur Anwendung gelangte ein potentiometrisches Verfahren. Bei dem verwendeten Gerät handelt es sich um ein tragbares, robustes pH-Meter der Firma KNICK (Portamess 902). Im Labor wurde vorgängig an jedem Probetag die Elektrode des pH-Meters mit den Standardlösungen (pH: 4 und 7) der Firma INGOLD geeicht. Der pH wurde direkt in der Schöpfflasche, nach der Wasserentnahme für die chemischen Analysen, gemessen.

– Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit wurde gleichzeitig mit dem pH-Wert der jeweiligen Probe bestimmt. Verwendung fand dabei das Gerät WTW LF 56. Die gemessenen Werte werden in Mikro-Siemens/cm angezeigt. Bei der Leitfähigkeit handelt es sich um den Kehrwert des spezifischen elektrischen Widerstandes. Sie gibt einen Einblick in die Gesamt-Konzentration gelöster Ionen im Wasser.

– Orthophosphat

Es wurde die Methode der EAWAG

eingesetzt. Dabei wurde die Extinktion der Wasserproben bei 865 nm auf dem Spektrophotometer PERKIN-ELMER gegen einen Blindwert in 4-cm-Küvetten gemessen. Die Konzentrationen im Probewasser (in Mikrogramm PO₄-P/l) wurde dann mit Hilfe der durch Eichdaten entstandenen Regressionsgeraden berechnet. Der Vertrauensbereich lag bei 0,001 mg/l.

– Gesamtphosphor

Die Bestimmung des Gesamtphosphors verlief analog zu derjenigen des Orthophosphats. Allerdings mussten vor dem Messen die zusätzlich im Gesamtphosphor enthaltenen organisch-gelösten P-Fraktionen und der partikuläre Phosphor in Orthophosphat überführt werden. Der Aufschluss erfolgte dadurch, dass die Wasserprobe, versetzt mit Kaliumperoxidsulfat, etwa 1 Stunde autoklaviert wurde. Der weitere Verlauf der Bestimmung konnte nach der Orthophosphat-Methode durchgeführt werden.

– Nitrat

Auch die Nitrat-Gehalte der Wasserproben wurden nach den gleichen kolorimetrischen Verfahren – aufgrund von Extinktionen und Eichkurven – bestimmt und anhand von Regressionsgeraden berechnet. Beim Nitrat gelangte die Methode des Bundesamtes für Umweltschutz zur Anwendung. Die Extinktion wurde auf dem Spektrophotometer bei 420 nm in 1-cm-Küvetten gemessen. Die Inkwilsersee-Wasserproben mussten, wie übrigens auch bei der Orthophosphat- und Gesamtphosphor-Bestimmung, wegen zu grosser Gehalte jeweils 10fach verdünnt werden.

4.1.2. Physikalische Parameter

– Wassertemperatur

Diese wurde mit einem Quecksilberthermometer (mit 1/10 °C-Abstufung) direkt in der Schöpfflasche, sofort nach der Probenahme, gemessen. Die gemessenen Werte geben die jeweiligen Wasseroberflächen-Temperaturen wieder.

– Wasserstände/periodisch überschwemmte Flächen

Die Seewasser-Höchststände wur-

den an verschiedenen Uferabschnitten mit einem Holzpfehl markiert. Diese Markierungen erfolgten am 22. Dezember 1988 am Burgäschisee und am 9. Januar 1990 am Inkwilensee jeweils etwa in der Mitte der Probeflächen zur Erfassung von Exuvien (vgl. Kap. 8.3.1.). Mittels eines Messbandes wurde dann am 10. August 1989 am Burgäschisee und am 11. August am Inkwilensee (während der Niedrigwasserperiode) die horizontale Distanz zwischen Hoch- und Niedrigwasserstand gemessen. Aus dieser Distanz kann die periodisch überschwemmte Fläche am betreffenden Standort abgeschätzt werden.

– *Wassertiefen/Uferprofile*

In der Zeit der Höchstwasserstände wurde die Wassertiefe an den markierten Uferstellen am äusseren Rand der Ufervegetation (meist Schilf- oder Aschweidengürtel) sowie in einer Entfernung von meist 3 m (seewärts) davon mittels einer Messlatte von einem Ruderboot aus gemessen. Aus den so gewonnenen Daten lassen sich nach zusätzlich gemessener Distanz zwischen eingeschlagenem Holzpfehl und dem äusseren Rand der Ufervegetation Uferprofile erstellen. Diese wiederum geben Auskunft darüber, ob und wo die für Odonatenlarven günstigen Flachuferbereiche (vgl. WEGMÜLLER, 1986) vorhanden sind.

4.2. Ergebnisse

4.2.1. Burgäschisee

– *pH-Wert*

Die pH-Werte liegen alle, sowohl im Frühling als auch im Herbst, im leicht alkalischen Bereich (zwischen 7,56 und 8,67).

Tendenziell liegen eher im Herbst die höheren Werte vor. Diese sind im Frühling 1988 sowohl an der Oberfläche als auch in 5 m Tiefe deutlich niedriger als in den übrigen Jahren.

– *Ammonium*

An der Wasseroberfläche erreichten die Ammoniumkonzentrationen 1985–89 relativ geringe Werte (meist zwischen 0,05 und 0,1 mg/l). Einzig im Jahre 1985 war die Konzentration

im Frühling mit über 0,2 mg/l etwas höher.

In einer Tiefe von 5 m liegen sowohl im Frühling als auch im Herbst ebenfalls die meisten Werte unter 0,1 mg/l. Der Spitzenwert wurde im Herbst 1987 mit 0,408 mg/l gemessen. Seit 1985 nehmen die Ammoniumkonzentrationen über dem Seeboden kontinuierlich ab.

– *Nitrat*

Die Nitrat-Werte liegen im Frühling nicht nur an der Wasseroberfläche, sondern auch in einer Tiefe von 5 m insgesamt deutlich höher als im Herbst. Sie liegen im Frühling zwischen 12 (1985) und 16 mg/l (1987/89), im Herbst zwischen 8,2 (1989) und 13 mg/l (1986/87).

– *Gesamtposphor*

Es liegen keine Frühlingsdaten des Jahres 1986 und keine Herbstdaten der Jahre 1987–89 vor. Daher erscheint es angebracht, lediglich die Schwankungsbreite anzugeben: Diese liegt (bei 0 und 5 m Wassertiefe) zwischen 0,03 und 0,174 mg PO₄ tot/l.

– *Wassertemperatur*

Weil die Wassertemperatur in erster Linie einen Einfluss auf die Odonaten-Schlüpfphänologie (vgl. CORBET et al., 1960) ausübt, sollen hier lediglich die in den Monaten April bis August gemessenen Temperaturen der Jahre 1985–89 miteinander verglichen werden.

Im April fällt auf, dass die Wasseroberflächen-Temperatur im Jahre 1988 mit 15,6 °C deutlich höher als in den übrigen Jahren war. Dies erstaunt deshalb, weil weder die Sonnenscheindauer noch die Lufttemperatur darauf hindeuten würden. Die übrigen Werte liegen zwischen 7 °C (1986) und 10,4 °C (1989). In einer Tiefe von 5 m liegen alle Werte nahe beieinander (zwischen 5,6 °C und 7,6 °C).

1987 fiel im Mai mit 14 °C Oberflächentemperatur deutlich am kältesten aus. Die höchste Oberflächentemperatur erreichte das Jahr 1986 mit 22 °C. In einer Tiefe von 5 m war es 1987 6,6 °C, 1985 aber 9,8 °C.

Im Juni liegen die Extremwerte an der Wasseroberfläche zwischen 16,9 °C (1987) und 22,1 °C (1988/89).

Die Wassertemperaturen an der Oberfläche sind im Juli alle ziemlich ausgeglichen. In 5 m Tiefe waren sie 1986 und 1987 jedoch deutlich tiefer.

Ähnliches gilt für den August: Die Extremwerte in 5 m Tiefe betragen hier 13,2 °C (1987) und 22 °C (1989) und an der Oberfläche 21,7 °C (1989) und 25 °C (1988). Das Temperaturmaximum wird in einer Tiefe von 5 m erst Anfang September erreicht (siehe auch v. BÜREN, 1949).

– *Sauerstoffgehalt*

In einer Tiefe von 2,5 m war im Burgäschisee das ganze Jahr hindurch Sauerstoff vorhanden (Minimum im Dezember 1987 mit 5 mg/l).

Die Konzentrationen erreichten im April ihren Höhepunkt und nahmen dann gegen Jahresende kontinuierlich ab.

Weniger deutlich zeigte sich dieser Jahresgang in 5 m Tiefe: Besonders in den Monaten Juli (1985), August (1987) und September (1987) kam es zu Sauerstoffmangel (weniger als 0,2 mg/l).

In den Sommermonaten sind die Schwankungen von Jahr zu Jahr besonders gross, so betrug beispielsweise die O₂-Konzentration im Juli 1988 in 5 m Tiefe 11,5 mg/l!

– *Wasserstand/periodisch überschwemmte Flächen*

An den meisten Uferabschnitten betragen die horizontalen Distanzen zwischen Hoch- und Niedrigwasserstand zwischen 2,5 und 3 m. Extremwerte wurden am Ost-Ufer mit nur 1,35 m und am Nord-Ufer mit 10,1 m gemessen.

– *Wassertiefe/Uferprofile*

Mit Ausnahme des Ost-Ufers sind alle Uferbereiche relativ flach. Das Südwest-Ufer ist dabei besonders flach, weist aber keine Ufervegetation auf. Ebenfalls extrem flach ist das Nord-Ufer, doch fällt hier die grosse Breite der Verlandungsvegetation von etwa 16 Metern auf. Es kann deshalb als typisches Verlandungsufer bezeichnet werden. Demgegenüber ist am Ost-Ufer, infolge der durch Wellenschlag ausgelösten Erosion, eine nur schmale, steil abfallende Uferbank vorhanden. So beträgt die Wassertiefe in 3 m Entfernung vom äusseren Rand

der Ufervegetation (Schilfgürtel) am Ost-Ufer bereits 2,2 m, am Nord-Ufer jedoch erst 1,3 m.

4.2.1.1. Seezuflüsse

(zur Lage vgl. Abb. 1)

– pH-Wert

Alle Werte liegen im neutralen bis leicht alkalischen Bereich.

Der pH-Wert schwankte im Mündungsbereich des NW-Zuflusses zwischen 7,4 (am 13. Dezember 1988) und 9,05 (am 23. August 1988).

Im W-Zufluss habe ich Werte zwischen 7,25 und 7,43 gemessen. Diese scheinen hier ausgeglichener und etwas tiefer als im NW-Zufluss zu liegen.

Im SW-Zufluss schwankten die Werte zwischen 7,64 und 7,75. Zum Vergleich wurde in der Seemitte am 21. September 1988 an der Wasseroberfläche ein pH-Wert von 8,33 gemessen.

– Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit schwankte im Mündungsbereich des NW-Zuflusses beträchtlich zwischen 265 (am 23. August 1988) und 530 Mikro-Siemens/cm (am 11. September 1988).

Die Werte im W-Zufluss lagen durchschnittlich wesentlich höher und betrugen hier 682 (11. September 1988) und 510 Mikro-Siemens/cm (am 10. August 1988).

Im SW-Zufluss schliesslich wurden Werte zwischen 480 und 520 Mikro-Siemens/cm gemessen.

– Orthophosphat

Die in allen Zuflüssen gemessenen Konzentrationen weichen nur geringfügig voneinander ab. Der niedrigste Wert wurde am 23. August 1988 im Mündungsbereich des NW-Zuflusses mit 0,001 mg/l, der höchste am 13. Dezember 1988 an gleicher Stelle mit 0,025 mg/l gemessen. Die Konzentration im oberflächennahen Seewasser betrug am 21. September 1988 zum Vergleich 0,003 mg/l.

– Gesamtphosphor

Ähnliches gilt auch für den Gesamtphosphor. Der höchste Wert betrug hier 0,043 mg/l (am 26. Juli 1988), die niedrigste Konzentration wurde wiederum im NW-Zufluss am 26. Juli 1988 mit 0,014 mg/l gemessen.

– Nitrat

Schon grössere Schwankungen ergaben sich bei den zugeführten Nitrat-Frachten, und dies sogar innerhalb einer relativ kurzen Zeitspanne: Die gemessenen Extremwerte betragen im NW-Zufluss am 23. August 1988 1,96 mg/l und am gleichen Ort am 26. Juli 1988 6,92 mg/l.

– Wassertemperatur

Für die Besiedlung der Zuflüsse durch Odonaten sind vor allem die maximalen Temperaturen, die im Mündungsbereich in der 2. Hälfte August 1988 gemessen wurden, von Bedeutung.

Der NW-Zufluss erreichte eine Maximaltemperatur von 27,5 °C, der W-Zufluss jedoch nur 12,5 °C und der SW-Zufluss ebenfalls lediglich 15,5 °C.

4.2.2. Inkwilersee

– pH-Wert

Alle Werte lagen im neutralen bis leicht alkalischen Bereich.

Die Extremwerte betragen 6,8 (im August 1986 über dem Seeboden) und 8,73 im August 1988 an der Wasseroberfläche.

– Ammonium

An der Wasseroberfläche erreichten die Konzentrationen 1985, 1986 und 1988 sehr geringe Werte, meist weniger als 0,025 mg/l. Nur vereinzelt wurden leicht höhere Konzentrationen gemessen (bis max. 0,13 mg/l im Oktober 1985).

Über dem Seeboden, in einer Tiefe von 4 m, konnten aber während der Monate Mai bis August deutlich erhöhte Werte registriert werden.

Während die Ammonium-Konzentrationen von Mai bis August 1985 kontinuierlich von 1,92 auf 0,25 mg/l abnahmen, war ein Jahr darauf von Juni bis August eine deutliche Zunahme von 1,43 auf 6,05 mg/l zu verzeichnen. In den übrigen Monaten sank die Konzentration von Ammonium bis fast auf 0 ab.

– Nitrat

1985 nahmen die Konzentrationen an der Wasseroberfläche von April bis Juli gleichmässig von 3,93 auf 0,13 mg/l ab und blieben dann mindestens bis in den Oktober hinein sehr tief.

1986 betrug die maximale Nitrat-

Konzentration bei 0 m 4,25 mg/l (im Juni). In den übrigen Monaten waren die Konzentrationen meist kleiner als 1 mg/l.

Über dem Seeboden zeigte sich ein ähnliches Bild, mit Ausnahme der Monate August und September, als besonders 1985 und 1988 die Konzentrationen wieder leicht anstiegen. Der höchste registrierte Wert betrug 4,53 mg/l (im April 1985).

– Gesamtphosphor

In allen Tiefenstufen wurden jeweils während der Sommermonate die höchsten Werte gemessen. An der Wasseroberfläche schwankten die Konzentrationen 1985 und 1986 nur wenig und lagen fast alle im Bereich zwischen 0,1 und 0,2 mg/l.

Über Seegrund lagen die Gehalte im Durchschnitt beträchtlich höher. Der höchste Wert wurde im Juli 1985 mit 1,38 mg/l gemessen. Im August nahmen die Konzentrationen von 1985 bis 1988 kontinuierlich zu.

– Wassertemperatur

Im April fiel insbesondere die hohe Wassertemperatur an der Oberfläche im Jahr 1988 auf (16,8 °C; 1985 nur 9,8 °C!).

Im Mai lagen die höchsten Temperaturen, sowohl an der Oberfläche (mit 20,5 °C) als auch über dem Seegrund (mit 16,8 °C) im Jahre 1989 (vgl. Kap. 9.3.).

An der Wasseroberfläche waren nur geringe Schwankungen auszumachen.

Über dem Seegrund betrug der minimale Wert 1985 10,4 °C und lag damit noch deutlich tiefer als derjenige von 1989. 1988 nahm jeweils eine Mittelstellung ein.

Die Daten im Juni schwankten bei 0 m relativ wenig (höchster Wert 1986 mit 24,6 °C). In 4 m Tiefe waren die Schwankungen wiederum beträchtlich.

Im Monat Juli konnten in beiden Tiefenstufen nur geringe Schwankungen festgestellt werden. An der Wasseroberfläche lagen die Werte um 24 °C, über Grund zwischen 16,2 (1985) und 18 °C (1989).

Die Wassertemperatur lag im August 1989 besonders an der Wasseroberfläche deutlich höher als in den anderen Jahren (Höchstwert: 26,4 °C). In 4 m Tiefe wurden folgende Extremwerte gemessen: 19 °C (1989) und

16,6 °C (1985 und 1988). Das Temperaturmaximum in 4 m Tiefe wurde Anfang August erreicht.

– Sauerstoffgehalt

Auffallend ist die Tatsache, dass bereits in einer Tiefe von nur 2 m im Juli und August 1988/89 Werte unter 1 mg/l auftraten! Die meisten übrigen Werte zwischen Mai und Oktober lagen etwa zwischen 2,5 und 8 mg/l. Über dem Seegrund können kritische Sauerstoffwerte von <0,5 mg/l vom April (1988: 0,4 mg/l) bis in den September hinein (1985: 0,3 mg/l) auftreten.

In sämtlichen Untersuchungsjahren wurde in den Monaten Mai bis September über Grund nie eine höhere O₂-Konzentration als 1,2 mg/l (Juli 1989) gemessen! Sowohl im Juli 1985 als auch 1989 konnte in 4 m Tiefe überhaupt kein Sauerstoff mehr festgestellt werden.

– Wasserstand/periodisch überschwemmte Flächen

Ausser am Nord-Ufer zeigen sich bei der Betrachtung der Hoch- und Niedrigwasserstände praktisch keine Unterschiede.

Dementsprechend kann gesagt werden, dass, mit Ausnahme des Nord-Ufers, keine bedeutenden periodisch überschwemmten Uferbereiche am Inkwilensee (mehr) vorhanden sind.

– Wassertiefe/Uferprofile

Ost- und Südost-Ufer weisen, besonders im Vergleich zu Nord- und West-Ufer, erkennbar steiler abfallende Ufer auf.

So beträgt die Wassertiefe am Nord-Ufer in einer Entfernung von 3 m vom äusseren Rand der Ufervegetation (Schilfgürtel) erst 1,08 m, am Ost-Ufer dagegen bereits 1,88 m.

4.2.2.1. Seezuflüsse

– pH-Wert

Im NW-Zufluss lagen die Werte zwischen 7,28 (am 11. September 1988) und 7,83 (am 23. August 1988).

Im W-Zufluss schwankten die Werte etwas stärker, lagen aber auch im neutralen, bis leicht alkalischen Bereich (zwischen 7,17 und 8,02).

Im SW-Zufluss schliesslich mass ich stets fast identische Werte (um 7,85).

– Leitfähigkeit

Im Mündungsbereich des NW-Zuflusses kann die elektrische Leitfähigkeit innerhalb von kurzer Zeit beträchtlich schwanken (beispielsweise von 322 Mikro-Siemens/cm am 15. August 1988 auf 557 Mikro-Siemens/cm am 11. September 1988). Höher und ausgeglichener lagen die Konzentrationen an gelösten Ionen im W-Zufluss: Die Extremwerte betragen hier 485 und 583 Mikro-Siemens/cm.

Im SW-Zufluss lagen die Konzentrationen zwischen 507 und 545 Mikro-Siemens/cm.

Die Werte des am 10. August 1988 von der EAWAG analysierten Seewassers betragen an der Oberfläche 322 Mikro-Siemens/cm und in einer Tiefe von 4 m 522 Mikro-Siemens/cm.

– Orthophosphat

Die gemessenen Konzentrationen bewegten sich zwischen 0,170 mg/l (am 23. August 1988 im NW-Zufluss) und 0,080 mg/l (am 13. Dezember 1988 im W-Zufluss).

In der zur Verfügung gestellten Vollanalyse der EAWAG vom 10. August 1988 wurden an der Oberfläche 0,113, über Grund 0,521 mg/l gemessen.

– Gesamthosphor

Erkennbar ist eine Abnahme der Gesamthosphor-Frachten vom Sommer in den Winter. So wurden die höchsten Mengen am 26. Juli 1988 mit 0,312 mg/l im NW-Zufluss, die niedrigsten am 13. Dezember 1988 im W-Zufluss mit 0,110 mg/l gemessen.

– Nitrat

Auch hier wird eine gewisse jahreszeitliche Abhängigkeit der Konzentrationen, die über die Zuflüsse in den See gelangen, sichtbar:

Im Juli und August waren die Konzentrationen unbedeutend (kleiner als 1 mg/l), im Winterhalbjahr stiegen sie aber auf über 10 mg/l (11,2 mg/l) am 13. Dezember 1988 im W-Zufluss).

– Wassertemperatur

Es traten keine grossen Temperaturunterschiede im Mündungsbereich der einzelnen Zuflüsse auf. Die registrierten Sommermaxima betragen

beispielsweise in allen Zuflüssen zwischen 18 °C und 19 °C.

4.3. Diskussion

Eine zusammenfassende Beurteilung über die chemisch-physikalischen Verhältnisse findet sich in den Gutachten der EAWAG (1984 über den Burgäschisee und 1988 über den Inkwilensee). Daraus wird ersichtlich, dass sich beide Gewässer in einem *eutrophen* (Burgäschisee) oder sogar *hoch eutrophen* (Inkwilensee) Zustand befinden.

Bisher liessen sich für Libellen nur der *pH-Wert*, die *Wasserströmung* und der *Sauerstoffgehalt* überzeugend als limitierende Biotopfaktoren darstellen, und dementsprechend wurden einige rheobionte (beispielsweise *Cordulegaster* sp.) und acidobionte Arten wie die *Leucorrhinia*-Arten beschrieben (RUDOLPH, 1979).

FRIDAY (1987) fand nur beim pH-Wert eine Korrelation zur Artendiversität und erachtet diesen Parameter als Hauptbeeinflussungsfaktor für die Ausbildung von Odonatenzönosen. Die untersuchten Gewässer wiesen mehr Odonatenarten auf, wenn der pH-Wert grösser als 6,8 war, was sowohl am Burgäschisee als auch am Inkwilensee praktisch ständig der Fall war.

Nach RUDOLPH (1979) ist nicht damit zu rechnen, dass feine Unterschiede im Wasserchemismus die Artenspektren der Zönosen differenzieren, denn die Toleranzbreite der Larven gegenüber dem Elektrolytgehalt des Reproduktionsgewässers sei hoch. Nach demselben Autor wirken auch starke Schwankungen im Wasserchemismus nicht limitierend auf die Libellenfauna, sofern nicht unbekannte Grenzwerte für gewisse toxische Ionen, zum Beispiel Ammoniak und Ammonium, nach oben überschritten werden. *Eine kurzzeitig für Libellen toxische Wirkung der im Inkwilensee über Grund gemessenen hohen Ammoniumkonzentrationen von bis zu 6 mg/l kann deshalb nicht ausgeschlossen werden.*

Gerade die *Zygoptera*-Larven reagieren aber recht empfindlich auf Sauerstoffmangel, während zumindest die alten *Anisoptera*-Larven jederzeit atmosphärische Luft aufneh-

men können (RUDOLPH, 1979). ZAHNER (1965) nennt ein O₂-Minimum von 4 mg/l für *Coenagrion puel-la* und 5,5 mg/l für *Pyrrhosoma nym-phula*. Nach GAUFIN et al. (1974) überleben 50% von *Enallagma*-Larven bei einem Sauerstoffgehalt von maximal 1,4 mg/l während 21 Tagen. *Aufgrund der oben geschilderten, oft länger andauernden prekären Sauerstoffverhältnisse im hochproduktiven Inkwilersee muss mit einer massiven Reduktion mindestens der Zygoptera-Larvenpopulationen im Sommerhalbjahr gerechnet werden.* JACOB (1969) gibt Beispiele extrem differierender wasserchemischer Daten an, die von der gleichen Libellenzönose besiedelt waren. JACOB führt diese Beispiele als Beleg dafür an, dass die betreffenden Arten ihre Biotopwahl aufgrund «psychologischer» Mechanismen nach der Uferphysiognomie und dem Vegetationscharakter treffen. Nach FRIDAY (1987) wirken sich hohe Nitrat- und Phosphatgehalte in einem Gewässer in erster Linie *indirekt* auf die Odonatenzönosen aus, indem oft *hohe Planktondichten eine Makrophytenarmut und damit verbunden ein Mangel an geeigneten Larvenhabitaten und Eiablagesubstrat für Odonaten mit endophytischer Eiablage induzieren können, was am Inkwilersee offenbar auch eingetreten ist* (vgl. Kap. 5.3.). Bei den Seezuflüssen sind, neben der Tatsache, dass zum Teil sehr hohe Phosphat- und Nitratfrachten den Seen zugeführt werden, vor allem die Temperaturverhältnisse für die Odonatenbesiedlung von Bedeutung. Während diese in den Zuflüssen am Inkwilersee relativ wenig differieren, kann sich der NW-Zufluss am Burgäschisee im Hochsommer offenbar vom Röhrenaustritt bis zur Mündung erheblich erwärmen (vgl. Kap. 4.2.1.1.), was für die Odonatenbesiedlung von Bedeutung ist (vgl. Kap. 10.2.3.). Demgegenüber findet diese Erwärmung sowohl im SW- als auch besonders im W-Zufluss offenbar nicht statt, da diese Kanäle tiefer und stärker bewachsen sind (vgl. Kap. 5.2.1.). Die für die Odonaten relevanten Folgen der festgestellten Wasserstände, periodisch überschwemmten Flächen und Uferprofile werden in Kap. 10.1.2. diskutiert.

5. Potentielle Odonaten-Habitate und deren Vegetation

In diesem Kapitel wird ein Überblick über das Vorhandensein und die Charakteristika von für Odonaten bedeutsamen Landschaftselementen (Fortpflanzungsbiotope) der Untersuchungsgebiete und deren näherer Umgebung geboten.

Ebenso wird jeweils kurz auf die Vegetationsverhältnisse eingegangen und schliesslich deren Veränderungen im Hinblick auf Einflüsse auf das Odonatenartengefüge diskutiert.

Im Untersuchungsgebiet Burgäschisee konnte ich dabei primär auf folgende Literatur zurückgreifen:

– PROBST (1910), v. BÜREN (1949), LACHAVANNE (1979).

Im Untersuchungsgebiet Inkwilersee sind die vorhandenen Grundlagen etwas spärlicher:

– PROBST (1910), v. BÜREN (1951). Im Hochsommer 1989 wurden an beiden Seen die Ausdehnungen der Vegetationszonen auf Übersichtskarten eingetragen (Abb. 1–3).

Zum gleichen Zeitpunkt erfolgte eine eigene phytotopisch-vegetationskundliche Beschreibung der heute begradigten Seezu- und abflüsse. Während der ganzen Beobachtungsperiode (1985–89) wurde in der näheren Umgebung der beiden Seen (im noch heute sichtbaren Schwarzerdebereich) nach weiteren potentiellen Odonaten-Fortpflanzungsbiotopen gesucht.

5.1. Verhältnisse vor und nach der letzten grossen Melioration

5.1.1. Burgäschisee und Umgebung

Obwohl das «ausgedehnte Moorge-lände bis gegen Winistorf» gemäss PROBST (1910) bereits «in Folge Abtorfungs- und Entsumpfungsgräben gegen den See hin und in der Richtung nach Winistorf zum grössten Teil melioriert war», gab es damals immer noch «tiefere Sumpfstellen, schwingende Böden» und «frische Torfstiche». Im weiteren ergaben «zum Teil oder ganz verlandete Torfgruben exquisites Material typischer Hygrophyten». Zudem wies

der Burgäschisee damals «teilweise sumpfiges Verlandungsvorland auf, welches auf der Süd-, West- und Nordseite über dem Wasserspiegel in den See» hinausragte und «weit landeinwärts Sumpfboden mit Schwingrasen» aufwies.

PROBST (1910) zählt eine grosse Vielfalt moorliebender Pflanzenarten auf, so beispielsweise *Utricularia intermedia* und *minor* sowie *Ranunculus flammula* in «Wassertümpeln (Kolken) und im Graben gegen den See hin».

Obige Beschreibungen der damaligen Verhältnisse sind insofern von Bedeutung, als sie einen Eindruck über das Angebot an potentiellen Libellen-Habitaten vermitteln, wie es etwa 25 Jahre vorher in mindestens demselben Ausmass auch bereits LINIGER (1884, vgl. Kap. 6.3.3.2.1.) angetroffen hat.

V. BÜREN (1949) beklagt, dass durch die 1942/43 realisierte Melioration «auch die letzten Reste der Moorflächen mit ihren zahlreichen Wassergräben» verschwunden sind, so dass «heute nur ein schmaler Uferstreifen übrig bleibt, auf welchem die ursprüngliche Sumpf- und Wasservegetation ein kümmerliches Dasein fristen kann».

An freischwimmenden Makrophyten nennt v. BÜREN (1949) *Ceratophyllum demersum*, welches «sich in Gesellschaft von Tausendblatt und Laichkräutern in der nordöstlichen Seecke in kräftigen Exemplaren findet». Neben dem *Characetum* nennt v. BÜREN in seiner Arbeit das *Potamogetum* und das *Nupharetum*. Ersteres bildet «hauptsächlich in den seichten, schlammigen nordwestlichen und nordöstlichen Seewinkeln unterseeische Dickichte, selbst auf der etwas steinigen östlichen See-seite fehlen diese Wasserpflanzen stellenweise nicht». Bestandesbildend waren damals *Potamogeton crispus* und *P. perfoliatus* sowie *Myriophyllum verticillatum* und *M. spicatum*. Das *Nupharetum* «wird durch die Weisse und Gelbe Seerose gebildet. Die Weisse Seerose hat sich mehr uferwärts angesiedelt, während die Gelbe Seerose mehr das tiefere Wasser aufsucht. Dichte, ausgedehnte Seerosenbestände finden sich hauptsächlich im südwestlichen Teil, während sie im nordwestlichen von bescheidenerem

Umfang sind». Bereits berichtet v. BÜREN auch von einem «mit einem schmalen, dünnen Schilfgürtel bestandenen Ost-Ufer, dessen steiniger, kiesiger, aus Moränenmaterial bestehender Untergrund der Entfaltung einer üppigen Ufervegetation durchaus nicht günstig ist». Nach v. BÜREN «schiebt sich am Süd-Ufer zwischen angrenzenden Weiden- und Erlengebüschen und der Seefläche ein Schilfgürtel ein, der mit *Cladium mariscus* stark durchsetzt ist». Im südwestlichen Seewinkel verbanden «breite, schwingende Böden das Ufer mit dem offenen Wasser. Am Rand dieser schwingenden Böden waren die Standorte des Fieberklees, des Sumpf-Blutauges und des Schlamm-Schachtelhalms».

Nach v. BÜREN war damals das «westliche und nordwestliche Seeufer von einem ununterbrochenen Schilfgürtel bestanden».

Der Autor beklagt ferner die «eingetieften Hauptentwässerungsgräben, die ihrerseits ein ganzes Drainagesystem aufnehmen und eine gründliche Entwässerung des den See umgebenden Geländes herbeigeführt haben».

Schliesslich weist v. BÜREN noch darauf hin, dass im Hinterland (Gallishofmoos) die ursprüngliche Vegetation auf Rietwiesen und Moorgebieten bereits den Feldkulturen hat weichen müssen.

Aufnahmen verschiedener Uferbereiche aus dem Jahre 1947 (STAMPFLI, 1947) veranschaulichen oben Gesagtes.

Generell lässt sich sagen, dass die zeitweise überschwemmten Uferbereiche (semiterrestrische Standorte) stark verkleinert wurden und ein seawärtiges Vordringen des Weiden-Erlen-Gürtels ermöglichten. Dies wiederum führte zu einer zunehmenden Beschattung weiter Teile insbesondere des West-Ufers, welches nach FRIDAY (1987) zu einem Rückgang der Schilfbestände führt.

5.1.2. Inkwilersee und Umgebung

Zu PROBSTs Zeiten (1910) bot das Ufer des Inkwilersees eine «charakteristische Moorflora».

Der See war damals «mit einem Verlandungsgürtel von Schwingrasen umgeben, muss aber früher, gemäss PROBST, «wie der Burgsee

eine viel grössere Ausdehnung geboten haben». Auf den Schwingrasen fand PROBST unter anderem noch *Drosera anglica* und *D. rotundifolia*; im See *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*.

Nach v. BÜREN (1951) ist «der Seerosengürtel am Inkwilersee prachtvoll» ausgebildet. Die Gelbe Seerose war damals auch schon das «vorherrschende Element». Im südwestlichen, westlichen und nordwestlichen Seeteil hatte die Seerosenzone eine Breite von 10 bis 25 m. Im Norden und Nordosten sogar zwischen 50 und 70 m. Infolge der auch damals am Süd- und Ost-Ufer besonders steilen Uferhalde blieb der Seerosengürtel, gemäss v. BÜREN, dort an einigen Stellen schmal.

An submersen Hydrophyten nennt v. BÜREN nur noch *Ceratophyllum demersum*, von welchem er «zwischen Schilfinsel und Ufer, in ruhigem Wasser zwischen Seerosen, aus einer Tiefe von 1,5 bis 2 m, senkrecht aufsteigende Sprosse» beobachtet hat. Bereits damals grenzte «die von Schilf bestandene, verhältnismässig schmale Verlandungszone des Sees überall ziemlich unvermittelt an Kulturland». Das dem Röhricht unmittelbar angrenzende Wiesland erschien im Frühjahr «in einem besonders farbenfreudigen Aspekt mit der Kuckucksnelke, der Dotterblume, dem Wiesenschaumkraut und dem Zweihäusigen Baldrian. Im Sommer folgten dann unter anderem der Grosse Wiesenknopf und das Abbisskraut». Am Nordwest- und Ost-Ufer des Sees fanden sich auf «verfilzten Rasendecken, die auf dem Wasser schwimmen», unter anderem Fieberklee und Blutauge. – Die beiden Sonnentauarten konnte v. BÜREN nicht mehr feststellen, da sich nirgends mehr «die geringsten Hochmooranflüge» zeigten.

Das südöstliche und südliche Ufer wiesen bereits damals «einen nur schmalen, kaum mehr als einen Meter breiten Schilfgürtel auf». In der südwestlichen Ecke dagegen «erweiterte sich der Verlandungsgürtel, allerdings nur lokal, ganz bedeutend (etwa 10 m)».

Schliesslich beschreibt der Autor die Vegetationsverhältnisse am Seeausfluss, dessen Wasserspiegel vor der letzten Melioration, die 1959 bis 1965 (vgl. Kap. 2.2.2.) erfolgte, erst 40 bis

80 cm tiefer als das umliegende Gelände war. Es konnte sich hier eine «reiche Vegetation» ansiedeln, so unter anderem drei *Potamogeton*-Arten, «sehr schöne und dichte Bestände» von *Ceratophyllum* und, «mehr vereinzelt», *Myriophyllum*.

Gemäss vorliegenden Beschreibungen muss angenommen werden, dass bereits in Folge des massiven Eingriffs von 1891/92 (vgl. Kap. 2.2.2.) diejenigen potentiellen, natürlichen Fortpflanzungsbiootope, die PROBST noch 1910 am Burgäschisee bewundert hatte (Torfgräben, überflutete Rietwiesen, Sümpfe usw.) aus der näheren Umgebung des Inkwilersees verschwunden sind.

Es lässt sich hier also nur generell abschätzen, welche qualitativen Veränderungen an potentiellen Odonaten-Habitaten durch die Güterzusammenlegung und Melioration von 1959 bis 1965 eingetreten sind.

5.2. Heutiger Zustand

5.2.1. Burgäschisee und Umgebung

Einen Überblick über die heutige Situation am Burgäschisee vermittelt SCHWARZ (KT. AMT FÜR RAUMPLANUNG, Naturschutzaufseheratung 1985).

LACHAVANNE (1979) weist darauf hin, dass von 15 Wasserpflanzenarten, die in den letzten hundert Jahren festgestellt wurden, im Juli 1979 sieben nicht mehr gefunden werden konnten. Keine Art wurde neu nachgewiesen. Nach diesem Autor dominierte *Ceratophyllum demersum* die submerse Vegetation an allen Uferabschnitten, besiedelte am West- und Süd-Ufer sogar eine 10 bis 25 m breite Zone. Die Seerosenbestände waren «vor allem am Nord- und West-Ufer ausgeprägt». Andere Makrophyten (*Potamogeton crispus*, *P. perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*) waren in der *Nuphar*- und *Ceratophyllum*-Zone nur eingestreut und bildeten nur spärlich dichter bewachsene Abschnitte. Über die genaue Ausdehnung der Makrophyten-Bestände Ende der 70er Jahre geben die Übersichtskarten von LACHAVANNE (1979) Auskunft. Im Hochsommer 1989 bedeckte Ce-

ratophyllum nur gerade am Nordwest- und Südwest-Ufer in grösserer Ausdehnung die Wasseroberfläche, wo es für *Zygopteren* und *Anisopteren* mit endophytischer Eiablage nutzbar wurde (vgl. Kap. 10.1.2.1. und Abb. 2).

Kleinere, in der Schwimmblattzone aufsteigende *Myriophyllum*-Teppiche zeigten sich am Nordost- und Nord-Ufer. Am West-Ufer erreichten die *Myriophyllum*-Bestände recht grosse Ausmasse (vgl. Abb. 2). Am Südost-Ufer schliesslich war im Hochsommer 1989 ebenfalls noch ein grösserer, bis an die Wasseroberfläche gelangender *Myriophyllum*-Bestand festzustellen.

Die Schwimmblattzone wurde 1989/90 in erster Linie durch die Teichrose (*Nuphar luteum*) dominiert. Geschlossene, grosse Bestände von *Nuphar* traten wiederum am Nordwest- und Südwest-Ufer auf (vgl. Abb. 1), während am Nord- und West-Ufer die Schwimmblattzone lückenhaft war und am Süd- sowie am Ost-Ufer sogar weitgehend fehlte.

Ähnliches gilt auch für die Ausprägung des Schilfgürtels: Die noch schönsten Bestände finden sich wiederum am Nordwest-Ufer. Die Schilfbestände am Nord- und auch am Südwest-Ufer sind nicht mehr zusammenhängend vorhanden. Am Süd- und Ost-Ufer findet sich das Röhricht nur noch inselartig (vgl. Abb. 1.).

Der Röhrichtgürtel, die Schwimmblattzone sowie die Zone mit bis an die Wasseroberfläche vordringenden und somit für die Odonaten nutzbaren submersen Makrophyten weisen am Nord- und Nordwest-Ufer eine Fläche von 8750 m², am West- und Südwest-Ufer eine solche von 9687 m² und am Süd-, Südost-, Ost- und Nordost-Ufer eine Fläche von 3125 m² auf. Diese planimetrisch bestimmten Flächen beziehen sich auf die Verhältnisse im Juli 1989. Die Gesamtfläche beträgt 21 875 m².

Als weitere potentielle Odonaten-Fortpflanzungsgewässer kommen heute lediglich noch die Zu- und Abflusskanäle in Frage, da beispielsweise im nahen, botanisch noch heute sehr wertvollen «Chlepfiberimoo» während der Odonaten-Flugzeit leider keine freien Wasserflächen vorhanden sind. Über die

Lage der Zu- und Abflüsse gibt Abb. 1 Auskunft.

Der Nordwest-Zufluss ist begradigt, fliesst langsam in einem künstlichen, mit Betonschalen ausgelegten Bett und hat eine Sedimenttiefe von nur 1 cm. Die Wassertiefe beträgt im Hochsommer etwa 4 cm. Die Breite des Wasserlaufs beträgt konstant 60 cm. Sein Bord ist mit einer feuchten Glatthaferwiese mit Hochstaudenelementen bewachsen. Aquatische Vegetation ist keine sichtbar. Das Sediment besteht, vor allem im unteren Teil, aus eingeschwemmter Erde und im oberen Teil aus einem spärlich vorhandenen Kies-Sand-Gemisch.

Der West-Zufluss weist eine ziemlich konstante Wassertiefe von 12 bis 13 cm und eine Sedimenttiefe von 5 bis 6 cm auf. Das Sediment besteht ausschliesslich aus eingeschwemmter Erde. Die Breite des Wasserlaufs beträgt einen knappen Meter. Am südexponierten, oberen Teil des Bordes zeigt dieser Zufluss ein trockenes *Arrhenateretum* (Glatthaferwiese), in der unteren Hälfte Elemente einer Hochstaudenflur, welche auf feuchte, nährstoffreiche Bodenverhältnisse hindeutet. Im Wasser wachsen vor allem *Veronica anagallis-aquatica*, *Mentha aquatica*, *Berula erecta* und *Sparganium erectum*. Die Strömung ist sehr gering.

Die Wassertiefe des Südwest-Zuflusses beträgt im Hochsommer 10-16 cm, die Breite konstant 90 cm. Sediment ist praktisch keines vorhanden. Die Sohle ist wie bei allen Kanälen am Burgäschisee, ausser dem zuerst beschriebenen, mit Holzbrettern ausgelegt. Der Südwest-Kanal fliesst sehr langsam, was das Aufkommen einer üppigen Wasservegetation, die von *Veronica becabunga* dominiert wird, begünstigt. Daneben wachsen *Glyceria fluitans*, *Sparganium erectum* und wiederum *Veronica anagallis-aquatica*. Die dichte aquatische Vegetation bedeckt die offene Wasserfläche fast vollständig. Am südexponierten Bord finden sich wiederum Hochstauden, eingestreut in ein feuchtes, fettes *Arrhenateretum*. Ähnlich ist der Bewuchs auch am anderen Bord, doch fehlen hier, infolge häufigeren Schnitts, Hochstauden.

Im langsam fliessenden Seebach, dessen Lauf etwa 1,1 m breit ist und

eine Wassertiefe von 11 bis 16 cm aufweist, kann sich infolge Sedi-mentmangels und schlechter Wasserqualität (Abfluss von Schwefelwasserstoff aus den unteren Schichten des Sees; EAWAG, 1984) keine aquatische Flora ansiedeln. Der obere Teil des südexponierten Bordes zeigt ein relativ trockenes *Arrhenateretum* mit viel *Galium album*, im unteren Teil sind unter anderem *Filipendula-ulmaria*-Stauden eingestreut. Ähnlich ist die Situation am mächtigen, nordexponierten Bord.

5.2.2. Inkwilersee und Umgebung

Die heutige Ausdehnung des Erlenbruchwaldes, Weiden- und Röhrichtgürtels sowie der Schwimmblattzone am Inkwilersee zeigt Abb. 3.

Im folgenden werden nun die einzelnen Vegetationszonen in ihrer Ausprägung an verschiedenen Seeuferabschnitten beschrieben.

Eine submerser Vegetation existiert heute im Inkwilersee nicht mehr (vgl. EAWAG, 1988, und Kap. 5.3.).

Die Schwimmblattzone wird auch heute noch von *Nuphar* dominiert und weist besonders am Südwest-, West-, Nordwest-, Nord- und Nordost-Ufer eine beträchtliche Breite von bis zu 50 m auf. Am Ost- und Süd-Ufer ist diese Zone aber auch heute noch deutlich schmaler, zum Teil sogar unterbrochen. Gründe dafür nennt bereits v. BÜREN (1951). Der Schilfgürtel erreicht seine grösste Ausdehnung am Nordost-Ufer, wo er stellenweise die ganze Breite zwischen Uferweg und Schwimmblattzone einnimmt und lediglich durch inselartig eingestreute Weiden-Erlen-Fichtengebüsche unterbrochen wird. Am Nord- und Nordwest-Ufer nehmen die Schilfbestände nur noch an vier Stellen die ganze Breite der Verlandungszone ein, die hier in zunehmendem Mass von beschattenden Erlenbruchwaldfragmenten und Aschweidengebüschen dominiert wird. An den meisten Stellen kann sich das Schilf in relativ schmalen Streifen zwischen Schwimmblatt- und Erlenbruchwaldgürtel behaupten. Dies gilt auch weitgehend für das Südwest- und Ost-Ufer. Das Süd-Ufer (östlich des Südwest-Zuflusses, vgl. Abb. 3) ist mit einem schmalen, beinahe geschlossenen

Erlenbruchwaldgürtel bestockt. Schilf findet sich seeseitig in meist sehr kleinen, inselartigen Beständen.

Die Schwimmblattzone und der see-seitige Teil des Röhrichtgürtels weisen am Nord-, Nordost- und Nordwest-Ufer eine Fläche von 31 248 m², am West- und Südwest-Ufer 10 143 m² und am Süd-, Südost- und Ost-Ufer eine solche von 4744 m² auf. Diese planimetrisch bestimmten Teilflächen ergeben eine Gesamtfläche von 46 135 m² und beziehen sich auf die Verhältnisse im Juli 1989.

Schwingrasenfragmente sind nur noch sehr lokal am Nordwest-Ufer zu finden. Währenddem *Cicuta virosa* noch verbreitet ist, findet sich *Comarum palustre* nur noch an einer Stelle blühend.

Der von v. BÜREN (1951) beschriebene «farbenfreudige Frühlingsaspekt» (vgl. Kap. 5.1.2.) lässt sich heute nur noch in einem etwa 10 m breiten Band um den durch ungewollte Terrainabsenkung entstandenen Weiher im sogenannten Moos östlich des Sees finden. Dieser Weiher hat einen Durchmesser von etwa 40 m und zeigt eine von *Nymphoides peltata* beherrschte Schwimmblattzone. Er weist aber, wie der See selber, keine submerse Vegetation auf. Umrandet ist er von einem Röhricht aus *Typha latifolia*. Dieser Gürtel und grosse Teile des obenerwähnten Wiesenstreifens werden alljährlich im Winterhalbjahr von überlaufendem Weiherwasser überflutet. Die so ausgebildete Sumpfwiese (*Calthion*) wird zwei- bis dreimal pro Jahr gemäht. Es finden sich daher unter anderem nur kümmerliche *Juncus-effusus*-Bestände. Bemerkenswert ist hier besonders das immer noch aktuelle Vorkommen von *Senecio aquaticus*.

Als weitere potentielle Fortpflanzungsbiotope für Odonaten kommen in der näheren Umgebung des Sees nur noch die Zuflüsse am Südwest- und West-Ufer sowie der Abfluss am Ost-Ufer in Frage.

Der West-Zufluss weist eine Breite von 70 bis 80 cm und eine Wassertiefe von 6 cm auf. Das maximal 3 cm tiefe Sediment besteht aus eingeschwemmter Erde und einzelnen grösseren Steinen. Aquatische Vegetation fehlt mit Ausnahme einiger Exemplare von *Veronica beccabunga*. An den steil abfallenden Bö-

schungen findet sich, auf nährstoffreichem Untergrund, ein *Arrhenateretum* mit viel *Holcus lanatus*, *Galium album* und einzelnen *Filipendulae ulmariae*.

Der Seeausfluss am Ost-Ufer weist ebenfalls eine schwache Strömung auf. Er wird periodisch entschlammt. Seine Breite beträgt 1,55 m, die Wassertiefe 2–4 cm. Aquatische Vegetation kann auf dem mit Holzladen ausgekleideten Kanalgrund, mit Ausnahme einzelner Schilfstengel in den Fugen, nicht gedeihen. *Phragmites australis* dominiert auch die Böschungen.

Der am Südwest-Ufer dem See zufließende Kanal wurde grösstenteils zugedeckt. Nur auf den letzten 10 m vor der Mündung fliesst er offen. Hier kann der Lauf als naturnah bezeichnet werden. Die Breite schwankt zwischen 1,4 und 2,2 m und die Wassertiefe zwischen 4 und 45 cm. Beim Sediment handelt es sich im oberen Teil um Kies, im unteren um Seesediment (Schlammgrund). An Ufer-Begleitpflanzen finden sich vor allem wieder *Veronica beccabunga*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum* und *Solanum dulcamara*.

5.3. Diskussion

An beiden Seen sind vor allem zwei historische, für die Entwicklung der Odonatenzönosen entscheidende Sachverhalte wichtig:

Als erstes ist die *Melioration des Seeumlandes* zu nennen, welche zweifelsohne einen *direkten Verlust* von *potentiellen Fortpflanzungshabitaten*, insbesondere für *acidophile Arten* und solche, die auf *besonnte, grossflächig periodisch überflutete Flächen angewiesen sind*, zur Folge haben musste (vgl. Kap. 6.3.3.2., MAIBACH & MEIER, 1987, sowie HINTERMANN & WEBER AG, 1989). Neben diesem direkten Verlust an wertvollen potentiellen Fortpflanzungsgewässern in der Umgebung der Seen, für welche die neu angelegten, zum Teil offen verlaufenden Kanäle schon vom Lebensraumtyp her kein adäquater Ersatz sind, wurde in der Folge eine *chemisch-physikalische und floristische Veränderung in den beiden Seebecken selbst*, insbesondere durch *vermehrte Nährstoffzufuhren über die*

Entwässerungskanäle, eingeleitet. Ebenso wurde, wie oben bereits angedeutet, die *typische Verlandungsvegetation* (Röhrichtgürtel und Grosseggennied) durch die *veränderten Standortbedingungen zunehmend verdrängt*.

Diese noch heute andauernden Sekundärprozesse sollen nun näher diskutiert werden.

Im Burgäschisee deuten die ausgedehnten *Myriophyllum verticillatum*- und vor allem *Ceratophyllum demersum*-Rasen auf ammonium- und besonders nitrat-(und oft auch phosphat-)reiche Verhältnisse hin (WIEGLEB, 1978). Mit steigendem Hydrogenkarbonatgehalt und elektrischer Leitfähigkeit wird nach WIEGLEB das *Potameto-Nupharetum* vom *Myriophyllo-Nupharetum*, und dieses schliesslich durch das *Ceratophyllo-Nupharetum*, wie wir es heute im Burgäschisee vornehmlich antreffen, abgelöst.

Das zunehmende Zurücktreten von *Myriophyllum verticillatum* gegenüber *Ceratophyllum demersum* beruht nach WIEGLEB wahrscheinlich auf der mangelnden Fähigkeit von *Myriophyllum* zur Hydrogenkarbonatassimilation.

Nach WIEGLEB (vgl. auch LOHMANN, 1938, und IVERSEN & OLSEN, 1943) haben aber Phosphatkonzentrationen im unteren und mittleren Bereich keine nennenswerten Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Makrophytenvegetation. Erst sehr hohe Konzentrationen (mehr als 2 mg/l) bewirken vor allem ein Verschwinden von *Myriophyllum verticillatum* und von *Potamogeton*-Arten sowie eine gewisse Häufung von *Ceratophyllum*. Obwohl solch hohe Phosphatkonzentrationen selbst in den Zuflusskanälen am Inkwilersee nicht festgestellt werden konnten, verschwanden seit v. BÜREN sowohl *Myriophyllum* als auch *Ceratophyllum* im Inkwilersee vollständig. Dafür ausschlaggebend könnte, neben den bereits genannten Faktoren (Beschattung durch zunehmende Phytoplanktondichte und Uferbewuchs), auch eine Ufersedimentzerstörung durch nahrungssuchende Karpfen sein (vgl. FRIDAY, 1987).

Jedenfalls stellten RABE & GIBSON (1984) bei *Enallagma boreale* eine siebenfache Abnahme der Biomasse

se nach Entfernung der submersen Vegetation fest. Die Bedeutung von aquatischen Makrophyten als Habitate und Eiablage substrat für Invertebraten ist gut dokumentiert (CROWDER & COOPER, 1982; SMITH, 1972; JOHNSON & CROWLEY, 1980; KRULL, 1970; DWORK, 1978; FAIRCHILD, 1981; alle in RABE & GIBSON, 1984). *Ein vollständiger Verlust an submerser Vegetation dürfte die Odonatenzönose am Inkwilersee deshalb besonders nachteilig beeinflusst haben.* Auf diesem bedeckt heute nur noch die gegenüber verstärkter Nährstoffbelastung weitgehend indifferente und konkurrenzstarke Teichrose (*Nuphar luteum*) weite Teile der Seeoberfläche und trägt zusätzlich zur Beschattung tieferer Seeschichten bei (vgl. EAWAG, 1988).

Nach BRÄNDLE (1989) kann *Alnus glutinosa* an Standorten, welche nicht mehr überflutet werden, wie sie sowohl am Inkwiler- als auch am Burgäschisee nach den Seeabsenkungen vermehrt auftraten, Höhen von bis zu 30 m erreichen. Von den Erlen werden wiederum die Weiden an den Ufersaum gedrängt. Nach BRÄNDLE (1989) verkümmern unter den Uferbäumen die lichtliebenden Röhrichtpflanzen, wie zum Beispiel das Schilf. Erst im Flachwasser kommen die Röhrichte voll zur Geltung. Ausgedehnte Flachwasserbereiche finden sich aber an beiden Seen nur am Nord-Ufer und zum Teil am Südwest-Ufer. Am Burgäschisee treten die Schilfröhrichte in noch stärkerem Mass zurück als am Inkwilersee, was nicht ohne Folgen für Odonatenarten, welche besonders an diese Vegetationszone gebunden sind, geblieben ist (beispielsweise *Brachytron pratense*, *Anaciaeschna isosceles*, *Libellula fulva* und *Aeshna mixta*; vgl. MAIBACH & MEIER, 1987, sowie Kap. 6 und 7).

6. Qualitative Erfassung der Odonatenzönosen

6.1. Methode

Im Rahmen einer Bestandaufnahme der Odonatenfauna im solothurnischen Bezirk Wasseramt (vgl. SCHWALLER & EIGENHEER, 1989)

erfolgte 1985, 1986 und zum Teil 1987 eine qualitative Erfassung des Odonaten-Artenspektrums am Inkwilersee durch monatliche Uferrundgänge während der Hauptflugzeit der Imagines. Diese Rundgänge dauerten zwei bis zweieinhalb Stunden und wurden jeweils nur bei optimalen Flugbedingungen (Windstille und Sonnenschein) durchgeführt. Dabei wurden noch weitere potentielle Odonaten-Habitate begangen (vgl. Kap. 5.2.2.).

Bedingt durch diverse Zusatzstudien war die Beobachtungstätigkeit in den Jahren 1988/89 viel intensiver als in den Jahren zuvor. Die Beobachtungsgänge fanden von Anfang Mai bis Ende Oktober mehrmals wöchentlich statt.

Periodische Uferrundgänge zur Erfassung möglichst aller Odonatenarten drängten sich am Inkwilersee vor allem deshalb auf, weil der grösste Teil der Schwimmblattzone als Hauptaufenthaltsbereich der meisten Odonatenarten vom Ufer aus mit einem Fernglas gut einsehbar ist. Zudem ist die Beobachtungsdistanz zwischen dem für Odonaten ebenfalls besonders attraktiven äusseren Rand des Röhrichtgürtels und den Ufer-Standplätzen kleiner als diejenige zu einem Ruderboot am äusseren Rand der Schwimmblattzone. Zur vollständigen Erfassung von Zygopterenarten des äusseren Teichrosenbereiches wurde dann trotzdem sowohl im Hochsommer 1988 als auch 1989 ein Ruderboot der Fischereivereinerung Inkwil eingesetzt.

In allen fünf Beobachtungsjahren resultierte am Burgäschisee die Artenliste der Odonaten aus monatlichen Ruderbootfahrten am äusseren Rand der Schwimmblattzone entlang. Diese Erhebungen wurden ebenfalls nur bei für Odonaten optimalen Witterungsbedingungen durchgeführt. Sie dauerten zwischen zwei und dreieinhalb Stunden (vgl. Kap. 7.1.1.).

Diese Methode erwies sich hier als die beste, da die von den meisten Odonaten während der Fortpflanzungszeit bevorzugten Habitate (seeseitiger Teil des Schilfgürtels und Schwimmblattzone) vom Ufer aus im Gegensatz zum Inkwilersee nur unzureichend einsehbar sind und die Schwimmblattzone am Burg-

äschisee auch nicht die gleichen Ausmasse wie diejenige am Inkwilersee aufweist.

Wie am Inkwilersee war ich auch am Burgäschisee 1988 und 1989 während der Hauptflugzeiten der einzelnen Arten mehrmals wöchentlich im Untersuchungsgebiet.

Die Bestimmung der Odonaten im Feld erfolgte mittels Fernglas (7x42). Individuen schwierig zu unterscheidender Arten (besonders der Gattung *Sympetrum*) wurden mit einem Schmetterlingsnetz (mit einem Durchmesser der Öffnung von 40 cm) gefangen und unter Beizug von Bestimmungsliteratur (vgl. Literaturverzeichnis) identifiziert. Von allen Arten liegen Fotobelege vor.

In Anlehnung an die von SCHMIDT (1983) beschriebene Erfassungsmethode basieren die an beiden Seen ermittelten Artenspektren primär auf der Feststellung von Imagines. Dabei wurden räumliche und zeitliche Strukturpräferenzen der verschiedenen Arten möglichst weitgehend berücksichtigt. Die aktuellen Artenlisten erfuhren lediglich am Burgäschisee eine Erweiterung durch zwei Arten, welche im Laufe von Exuvienerhebungen (Suche nach den letzten zurückgelassenen Larvenhäuten, vgl. Kap. 8.3.) neu nachgewiesen werden konnten (*Epitheca bimaculata* und *Sympetrum depressiusculum*).

6.2. Ergebnisse

siehe Tab. 1–4
siehe Abb. 4–7

6.3. Diskussion

6.3.1. Burgäschisee

Während der Beobachtungsperiode 1985–1989 konnte ich total 37 Odonatenarten (13 *Zygoptera* und 24 *Anisoptera*-Arten) im Burgäschiseegebiet konstatieren. Die Arten sind in Tab. 1 aufgelistet.

STARK (1977) nennt von einem 81 m langen und 38 m breiten Teich in der Steiermark (Österreich) 40 Arten und bezeichnet diesen als das libellenreichste, bisher bekannte Gewässer Mitteleuropas.

Der Burgäschisee dürfte demnach

mit zu den libellenreichsten, bekanntesten Kleingewässern Mitteleuropas zählen!

Auf der «Roten Liste» (vgl. MAIBACH & MEIER, 1987) figurieren die folgenden Arten:

Kategorie 1 («vom Aussterben bedroht»):

- Zweifleck (*Epithea bimaculata*)

Kategorie 2 («stark bedroht, empfindliche Arten, oft starker Rückgang»):

- Pokal-Azurjungfer (*Cercion lindeni*)
- Gemeine Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*)
- Sumpf-Heidelibelle (*Sympetrum depressiusculum*)

Kategorie 3 («bedroht»):

- Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*)
- Grosses Granatauge (*Erythromma najas*)
- Kleines Granatauge (*Erythromma viridulum*)
- Kleine Mosaikjungfer (*Brachytron pratense*)
- Kleine Königslibelle (*Anax parthenope*)
- Gestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster bidentatus*)
- Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltoni*)
- Spitzenfleck (*Libellula fulva*)
- Südlicher Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*)

Kategorie 5 («Wanderer, Gäste»):

- Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*)
- Frühe Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombeii*)

22 der festgestellten Arten sind gegenwärtig gesamtschweizerisch «nicht bedroht» (nach MAIBACH & MEIER, 1987).

Drei Arten, *Cercion lindeni*, *Epithea bimaculata* und *Sympetrum depressiusculum* wurden lediglich am Burgäschisee und sonst nirgends im Bezirk Wasseramt festgestellt (SCHWALLER & EIGENHEER, 1989).

Nach MAIBACH & MEIER (1987) findet man *Cercion lindeni* nördlich der Alpen nur in tieferen Lagen des Mittellandes und im Wallis, allgemein in klimatisch günstigen Gebieten. Gemäss MAIBACH & MEIER hält sich die Art über der Wasseroberfläche,

im Bereich der Schwimmblattvegetation und einem lockeren Röhrchegürtel auf. Ferner scheint für diese Art ein gut ausgebildeter Bestand von Unterwasservegetation von Bedeutung, welcher am Inkwilensee im Gegensatz zum Burgäschisee bekanntlich fehlt (vgl. Kap. 5.2.2.).

Epithea bimaculata kommt, gemäss MAIBACH & MEIER (1987), aktuell nur noch an vier der bisher 14 bekannt gewordenen Fundstellen in der Schweiz vor. Die Entdeckung der Art am Burgäschisee (Fund von 2 Exuvien am 21. 6. und 30. 7. 1989) stellt demnach den fünften Nachweis dieser Art in der Schweiz in jüngerer Zeit dar; es handelt sich um den *derzeit einzigen Fundort in der Deutschschweiz!* Der Rückgang von *Epithea* seit Anfang des Jahrhunderts ist alarmierend. Obige Autoren fordern deshalb einen *unbedingten, vollständigen Schutz der letzten Lebensräume. Zudem dürfen keine weiteren Eutrophierungen der Fortpflanzungsgewässer mehr vorkommen.*

Sympetrum depressiusculum erfuhr ebenfalls einen deutlichen Rückgang in der Schweiz und fehlt heute fast vollständig in der Westschweiz (MAIBACH & MEIER, 1987). Die Art hat offenbar in einer kleinen Population überlebt, obwohl Wasserstandsregulierungen und Drainagen für die Art besonders gefährlich sind (MAIBACH & MEIER, 1987). Diese Autoren fordern, *sämtliche Fundorte von S. depressiusculum vollständig zu schützen und die Pflege oder Bewirtschaftung den ökologischen Ansprüchen der Art anzupassen.*

6.3.2. Inkwilensee

Während derselben Zeitspanne konnten am Inkwilensee und dessen näherer Umgebung total 32 Odonatenarten nachgewiesen werden (12 *Zygoptera*- und 20 *Anisoptera*-Arten). Die Arten sind in Tab. 2 aufgeführt.

Auf der «Roten Liste» (vgl. MAIBACH & MEIER, 1987) figurieren die folgenden Arten:

Kategorie 3 («bedroht»):

- Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*)
- Grosses Granatauge (*Erythromma najas*)

- Kleines Granatauge (*Erythromma viridulum*)
- Kleine Mosaikjungfer (*Brachytron pratense*)
- Kleine Königslibelle (*Anax parthenope*)
- Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltoni*)
- Keilfleklibelle (*Anaciaeschna isoceles*)
- Spitzenfleck (*Libellula fulva*)
- Südlicher Blaupfeil (*Orthetrum brunneum*)

Kategorie 5 («Wanderer, Gäste»):

- Feuerlibelle (*Crocothemis erythraea*)
- Frühe Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombeii*)

21 Arten sind gegenwärtig gesamtschweizerisch «nicht bedroht» (nach MAIBACH & MEIER, 1987).

Es konnte am Inkwilensee keine Art festgestellt werden, die sonst nirgends im Wasseramt mehr beobachtet werden konnte.

6.3.3. Vergleich der Artenspektren 1985–1989

6.3.3.1. Vergleich zwischen Burgätschi- und Inkwilenseegebiet

Mit dem SØRENSEN-Index (SØRENSEN in SCHWERDTFEGGER, 1975) lässt sich die Ähnlichkeit der Artenspektren in den beiden Untersuchungsgebieten nach folgender Formel berechnen («Artenidentität», nach SCHWERDTFEGGER, 1975):

$I_A = 100 \times 2b / (c + d)$, wobei b = Anzahl gemeinsamer Arten (= 30)

c = Anzahl Arten am BS (37)

d = Anzahl Arten am IS (32)

Der Ähnlichkeitsquotient (I_A) beträgt demnach 86.96, was auf eine sehr grosse Ähnlichkeit der Artenspektren zwischen den beiden Seen hindeutet.

Insgesamt sieben Arten konnten nur am Burgätschi-, nicht aber am Inkwilensee festgestellt werden (*Lestes sponsa*, *Cercion lindeni*, *Gomphus vulgatissimus*, *Cordulegaster bidentatus*, *Epithea bimaculata*, *Sympetrum danae* und *Sympetrum depressiusculum*), jedoch lediglich deren zwei nur am Inkwilensee-, nicht aber am

Burgäschisee (*Anaciaeshna isosceles* und *Sympecma fusca*).

Es muss hier allerdings bereits erwähnt werden, dass vier der sieben Arten am Burgäschisee lediglich als Gäste einmal kurz festgestellt wurden, währenddem sowohl *Anaciaeshna* als auch *Sympecma* am Inkwilersee sicher autochthon sind (vgl. Kap. 8.3.2.).

Nach MAIBACH & MEIER (1987) besiedelt *Anaciaeshna* sonnige Weiher, Kleinseen, Baggerseen und Altwasser mit Röhrichtufeln. Diese finden sich am Inkwilersee-Nord-Ufer in noch ausgedehnterer Form als am Burgäschisee, was ihr Fehlen an diesem erklären könnte (vgl. Kap. 5.2.1.). Nach MAIBACH & MEIER bedürfen Fundorte von *Anaciaeshna* ein Schutz- und Pflegekonzept, mit dem Ziel, unerwünschte Beeinträchtigungen der Wasserqualität durch Eutrophierung, Ausbaggerung oder Fischbesatz (welches mit Ausnahme der Ausbaggerung am Inkwilersee bereits der Fall ist) zu verhindern.

Bei Betrachtung der jährlichen Gesamt-Artenzahlen der Jahre 1985, '86, '88 und 1989, die nur aus den monatlichen Inventarisierungen der Imagines an beiden Seen resultieren, zeigt sich an beiden Seen ein ähnliches Bild (vgl. Abb. 4). Einzig 1989 lag der Wert am Burgäschisee mit lediglich 21 Arten recht deutlich unter dem Durchschnitt.

Die Kurven der aufsummierten, jährlichen Gesamt-Artenzahlen von sämtlichen Beobachtungen von Imagines an den beiden Seen und deren näherer Umgebung (Abb. 5) zeigen bei beiden Untersuchungsgebieten eine zunehmende Abflachung, was darauf hindeutet, dass sich die totalen Artenzahlen bei weiteren intensiven Nachforschungen nicht mehr wesentlich erhöhen dürften.

6.3.3.1.1. Vergleich der Artenspektren nach zoogeografischen Gesichtspunkten

Die konstatierten Arten können nach ST. QUENTIN (1960) in verschiedene zoogeografische Regionen eingeteilt werden.

Nach diesem Autor kann Europa biogeografisch in jene Räume gegliedert werden, deren Fauna die Eiszeit

überdauern konnte, die Refugien, und in jene, deren Fauna nacheiszeitlich einwanderte, die Invasionsräume. – Die Libellenfauna kann dementsprechend einerseits in eine Gruppe eingeteilt werden, die in den Refugien (Mittelmeergebiet und Teile des pontischen Steppengebietes) die Eiszeit überdauerte und andererseits in eine Gruppe, welche nacheiszeitlich die Invasionsräume (mittel- und nordeuropäisches Mischwaldgebiet) in der Hauptsache wohl vom Osten her besiedelte.

Diese Einteilung entspricht jener von HOLDHAUS (1929), der *mediterrane* und *eurosibirische* Elemente unterscheidet.

Die prozentualen Anteile der in den beiden Untersuchungsgebieten beobachteten Arten an den verschiedenen zoogeografischen Regionen sehen folgendermassen aus (vgl. Tab. 1 und 2):

- Mediterranes («med»), östlich mediterranes («östl. med.») sowie westlich mediterranes («westl. med.») Element:
Am Burgäschisee: 16 Arten = 43,2% der Gesamt-Artenzahl
Am Inkwilersee: 15 Arten = 46,9% der Gesamt-Artenzahl
- Eurosibirische («eurosib.»), eurosibirische mit mediterraner Verbreitung («eurosib/m»), holarktische («eurosib/h») sowie eurosibirische Arten der gemässigten Zonen («eurosib/g»):
Am Burgäschisee: 17 Arten = 45,9% der Gesamt-Artenzahl
Am Inkwilersee: 13 Arten = 40,6% der Gesamt-Artenzahl
- «Übergangs»-Arten:
Am Burgäschisee: 4 Arten = 10,8% der Gesamt-Artenzahl
Am Inkwilersee: 4 Arten = 12,5% der Gesamt-Artenzahl

Es zeigt sich, dass nach dieser Einteilung die Anteile mediterraner und eurosibirischer Elemente an beiden Seen sich etwa die Waage halten. Am Inkwilersee konnten etwas mehr mediterrane Arten festgestellt werden, währenddem am Burgäschisee der eurosibirische Anteil leicht überwiegt. Der Anteil der «Übergangsarten», die also keiner der beiden anderen Gruppen zugeteilt werden

können, ist an beiden Seen gering. Bei WEGMÜLLER (1986) konnten am relativ nahe gelegenen Lobsigensee BE 1984 und 1985 mehr eurosibirische Arten beobachtet werden. Nach der unüblichen Einteilung von JACOB (1969) wird hier allerdings der Anteil von Arten des «Übergangs» dominierend.

6.3.3.1.2. Vergleich der Artenspektren nach den Biotoppräferenzen der einzelnen Arten

DONATH (1987) teilt die in der Niederlausitz (DDR) beobachteten Odonatenarten sog. *Ökofaktorenspektren* (nach SCHMIDT, 1982) zu.

Da nach DONATH (1987) eine solche Einordnung nur für ein bestimmtes Gebiet mit nahezu gleichen klimatischen und geologischen Bedingungen möglich ist, werden die in den beiden Untersuchungsgebieten festgestellten Odonatenarten gerade im Hinblick auf eine Überprüfung der von DONATH (1987) postulierten Einteilung den verschiedenen «Gruppen» zugeordnet (vgl. Tab. 1 und Tab. 2). Tab. 3 zeigt, dass gemäss dieser Einteilung am Burgäschisee 51,4% aller Arten entweder «euryöke Weiherarten (WFM)» oder «Ubiquisten i. w. S. (WMSF)» wären. Am Inkwilersee betrüge der prozentuale Anteil der Arten an diesen beiden Gruppen sogar genau 60%.

Zu den «stenöken Seearten(S)» wären danach nur *Cercion lindeni* und *Anax parthenope* zu rechnen. Letztere fliegt nach MAIBACH & MEIER (1987) allgemein an grösseren Gewässern. Neben der offenen Wasserfläche ist auch eine Schwimmblattvegetation als Eiablageort wichtig. Die Art ist bei uns bezüglich des Habitats deutlich anspruchsvoller als *A. imperator* und wohl vor allem deswegen bei uns seltener. Besonders wichtig für *Anax parthenope* ist ein Schutz vegetationsreicher Zonen, ein Unterlassen von Fischbesatz und Störungen durch den Badebetrieb.

6.3.3.2. Vergleich der Artenspektren mit früheren Erhebungen

An odonatologischer Literatur früherer Autoren liegt vom Burgäschisee nur die Studie von LINIGER (1884)

sowie einzelne Zufallsbeobachtungen von ARTMANN (briefl. Mitt.) vor. Vom Inkwilersee existieren ein paar Angaben von v. BÜREN (1951) sowie wiederum unveröffentlichte Einzelbeobachtungen von ARTMANN (briefl. Mitt.).

6.3.3.2.1. Vergleich im Burgäschiseegebiet (vgl. Tab. 4)

LINIGER (1884) stellte 31–35 Arten im Untersuchungsgebiet fest. 100 Jahre später (1985–1989) konnten deren 37 sicher nachgewiesen werden.

25 Arten (58,1 %) wurden sowohl von LINIGER (1884) als auch von mir (1985–1989) beobachtet.

Total wurden am Burgäschisee und dessen näherer Umgebung bislang 43 Odonatenarten festgestellt.

Heute kommen 6 Arten (13,9 %), die LINIGER noch aufführt, im Gebiet nicht mehr vor. 4 dieser Arten (*Leucorrhinia pectoralis*, *Somatochlora flavomaculata*, *Gomphus pulchellus* und *Lestes virens*) sind in der ganzen Region verschollen (SCHWALLER & EIGENHEER, 1989).

Anaciaeschna isosceles ist im Bezirk Wasseramt gegenwärtig nur noch am Inkwilersee bodenständig, *Aeshna juncea* ist an drei sekundären Kleingewässern in der Region als Gast jeweils in einem Exemplar kurz aufgetaucht (SCHWALLER & EIGENHEER, 1989).

Demgegenüber konnten 1985–1989 8 Arten festgestellt werden, die LINIGER (1884) nicht ausdrücklich erwähnt.

In der Sammlung des NATURHISTORISCHEN MUSEUMS BERN findet sich ferner ein Exemplar von *Aeshna grandis* mit der Fundortbezeichnung «Burgäschisee» und der Jahresangabe 1911.

Sonst liegen vor 1985 nur Beobachtungen von *Platycnemis pennipes* («Chlepfibberimoos», 1982) und von *Ischnura elegans* (1982) vor (ARTMANN, briefl.).

Am Lobsigensee bei Aarberg BE stellte LINIGER (1884) zum Vergleich 35 Arten fest. WENGER (1967) konnte nur noch 24 und WEGMÜLLER (1986) in den Jahren 1984 und 1985 schliesslich nur noch 19 Arten feststellen. WEGMÜLLER führt hier den Artenverlust in erster Linie auf

die Seespiegelabsenkung von 1944 zurück. Ferner nennt er allgemeine Biotopverschlechterungen, Arealverschiebungen und natürliche Biotopschwankungen, die am Artenrückgang seit 1881 beteiligt gewesen sein könnten.

DUFOUR (1981) konnte bei Bavois VD 1976 noch 32 Odonatenarten feststellen. 13 Arten sind dort seit den Aufnahmen von DE BEAUMONT Ende der dreissiger Jahre verschwunden. Als Ursachen für den Artenrückgang nennt DUFOUR (1981) in erster Linie eine zunehmend üppige Pflanzenentwicklung, welche Pionierarten eine Besiedlung verunmöglicht sowie die Uferbeschattung durch hohe Bäume.

LEHMANN (1983) untersuchte die durch anthropogene Einflüsse hervorgerufenen Veränderungen eines Naturschutzgebietes bei Kufstein (Nordtirol) und stellte dabei einen Odonatenrückgang von 27 auf 10 Arten innerhalb von 50 Jahren fest. Nach SCHLUMPRECHT & STUBERT (1989) beeinflussen Flächengrösse, Strukturreichtum und Nutzung die Libellen-Artenzahlen.

6.3.3.2.2. Vergleich im Inkwilerseegebiet

V. BÜREN (1951) beschreibt *Libellula fulva* als eine Art, die am Inkwilersee «durch ihre kurze Flugzeit auffällt». Ende Juni sei die Art «sehr häufig, um nachher vollständig zu verschwinden». Ferner erwähnt er noch «*Agrion minium*» (heute: *Pyrphosoma nymphula*), die er «besonders am Zuflussbach des Inkwilersees» beobachtete, sowie «*Agrion puella*», die nach ihm von Mai bis September fliegt und «sehr häufig» ist. Ebenfalls will er Vertreter der Gattungen *Aeshna* und *Cordulegaster* am See beobachtet haben.

ARTMANN (briefl.) erwähnt 13 Arten, die er am See und in dessen näherer Umgebung in den Jahren 1981, 1982 und 1984 festgestellt hat.

Diese spärlichen Angaben lassen kaum Schlüsse auf eine Veränderung des Odonatenartenspektrums am Inkwilersee zu. Immerhin lässt sich sagen, dass sämtliche früher erwähnten Arten heute am See immer noch vorkommen.

Eine Abhängigkeit der Artenzahl vom Strukturreichtum eines Gewässers

ist aber aufgrund der bekannten ökologischen Ansprüche von Stillgewässerarten zu erwarten. Denn mit einer Zunahme des Strukturreichtums (d. h. unter anderem auch der Unterwasservegetation) eines Gewässers kann eher damit gerechnet werden, dass spezifische Habitatansprüche gerade von gefährdeten Arten befriedigt werden können (WILDERMUTH, 1981; SCHMIDT, 1983; CLAUSNITZER, 1974; MEIER, 1989).

In Anbetracht der Tatsache, dass in den letzten Jahrzehnten die Unterwasservegetation im Inkwilersee verschwunden ist, kann somit ein Artenrückgang als wahrscheinlich betrachtet werden.

6.3.3.3. Vergleich mit rezenten regionalen Erhebungen

In den Jahren 1985–1987 wurden im Bezirk Wasseramt des Kantons Solothurn Odonatenbestandesaufnahmen an insgesamt 57 Gewässern durchgeführt (SCHWALLER & EIGENHEER, 1989).

Am Burgäschisee konnten insgesamt 12 Arten (32 %) konstatiert werden, welche drei oder weniger regionale, rezente Fundorte aufweisen.

Am Inkwilersee beträgt dieser Anteil 9 Arten (28 %).

Von den 30 1985–1989 an beiden Seen registrierten Arten wurden deren drei (*Brachytron pratense*, *Anax parthenope* und *Crocothemis erythraea*) an keinem anderen Gewässer in der Region festgestellt (SCHWALLER & EIGENHEER, 1989).

Brachytron pratense besiedelt nach MAIBACH & MEIER (1987) denn auch nur grössere stehende Gewässer, die reich an organischem Material und vor allem von einem Gürtel mit Schilf umgeben sind. ALTMÜLLER (1983) nennt als Gefährdungsgründe dieser Art die Beseitigung der Ufervegetation sowie Verschmutzung und Trockenlegung von Gewässern. *Schutzmassnahmen für Brachytron müssen nach ALTMÜLLER (1983) vor allem den Schutz der Röhrichtzonen der Gewässer berücksichtigen.*

Crocothemis erythraea lebt nach MAIBACH & MEIER (1987) an stehenden Gewässern und ist bezüglich der Wasserqualität wenig an-

spruchsvoll. Sie besiedelt besonders Gewässer mit einer reichen Ufer- und Wasservegetation.

Auf der anderen Seite wurden folgende Arten im Wasseramt, aber ausserhalb der beiden Untersuchungsgebiete, beobachtet: *Ophiogomphus caecilia* (Exuvienfunde an der Aare bei Zuchwil), *Lestes barbarus* und *Aeshna affinis* (bei Derendingen), *Sympetrum flaveolum* (am «Pfaffenweier» bei Subingen) sowie *Ischnura pumilio* und *Aeshna juncea* (zerstreute Fundorte).

Gemäss den Ergebnissen der regionalen Bestandesaufnahmen (SCHWALLER & EIGENHEER, 1989) können *Erythromma najas* (mit 3 Fundstellen) und *Brachytron pratense* (mit 2 Fundstellen) wohl hier ebenso wenig als «Ubiquisten i. w. S.» (gem. DONATH, 1987) bezeichnet werden wie *Sympetrum depressiusculum* (mit nur einem Fundort) als «euryöke Tümpelart» und *Sympecma fusca* (mit 2 regionalen Fundstellen) als «euryöke Weiherart».

6.3.3.4. Vergleich mit rezenten gesamtschweizerischen Erhebungen

Nach MAIBACH & MEIER (1987) und unter Beizug der Daten von LINIGER (1884) weisen die am Burgäschisee bislang beobachteten Arten die unten genannten prozentualen Anteile an den Kategorien der «Roten Liste» auf (die prozentualen Anteile an den Kategorien 1–5 beziehen sich auf die rezente Artenzahl; in Klammern sind die jeweiligen Anteile am Inkwilensee angegeben):

- Kategorie 0: 13,9 % (? %)
der festgestellten Gesamt-Artenzahl sind heute ausgestorben.
- Kategorie 1: 2,7 % (0 %)
- Kategorie 2: 8,1 % (0 %)
- Kategorie 3: 24,3 % (28,1 %)
- Kategorie 4: 59,5 % (65,6 %)
- Kategorie 5: 5,4 % (6,3 %)

Die Definitionen der einzelnen Kategorien lehnen sich an diejenigen des «IUCN Invertebrate Red Data Book» an und an jene, die VAN TOL (1986) in seiner Arbeit zuhanden des Euro-parates definiert hat.

Am Burgäschisee gehören demnach aktuell 36,1 % der Arten den

Kategorien 1–3 an. Am Inkwilensee ist offenbar die Zahl bereits ausgestorbener Arten noch höher, da heute nur noch 28,1 % zu den Kategorien 1–3 zu zählen sind.

Es muss also festgehalten werden, dass heute an beiden Seen die Zahl von «Trivialarten» mit relativ geringen ökologischen Ansprüchen bereits deutlich über die Zahl der Lebensraumspezialisten mit relativ hohen ökologischen Ansprüchen dominiert.

Nach DUFOUR (1982) sind in der Westschweiz 60,3 % der Libellenarten bereits ausgestorben oder bedroht, nicht bedroht sind 39,7 %.

Die gesamtschweizerischen Prozentzahlen der einzelnen Kategorien finden sich in MAIBACH & MEIER (1987).

7. Abundanzen der Odonatenzönosen

7.1. Absolute Häufigkeiten

7.1.1. Methoden

7.1.1.1. Am Burgäschisee

Zur Erfassung der absoluten Häufigkeiten der Odonaten am Burgäschisee wurden zwei verschiedene Methoden angewandt, welche die Angabe einer partiellen Populationsdichte für die gefundenen Arten ermöglichen. Die tatsächliche Populationsdichte würde die Gesamtpopulation einer Art, das heisst alle Stadien vom Ei bis zur Imago, umfassen.

Die eine Methode gelangte während der monatlichen Ruderbootfahrten entlang des äusseren Randes der Schwimmblattzone in den Jahren 1985–1989 zur Anwendung.

Zur Feststellung repräsentativer Bestandeswerte wurden, analog zu SCHMIDT (1983), bei langsamer Fahrt sämtliche, bei optimalen Flugbedingungen im Eiablegebereich angetroffenen, flugaktiven *Anisoptera*-Imagines (vor allem Männchen) in Strichlisten eingetragen.

Da es sich zeigte, dass sich nur vereinzelt und für kurze Zeit (meist bei Interaktionen) Individuen ausser-

halb des Schwimmblattgürtels aufhielten, konzentrierte ich mich auf diese Vegetationszone sowie auf die bis an die Wasseroberfläche gelangenden submersen Makrophytenbestände und auf den äusseren Röhrichtgürtel.

Mobile Arten, die normalerweise längere Uferstrecken «abpatrouillieren», wie zum Beispiel Arten der Gattungen *Aeshna* und *Anax*, wurden mit dem Fernglas verfolgt, um Doppel- und Mehrfachregistrierungen möglichst zu vermeiden. Dies gelang allerdings bei hoher Arten- und Individuendichte während der Sommermonate nur zum Teil.

Nach dem jeweiligen Beobachtungsgang wurden dann die Abundanzen der *Anisoptera*-Imagines in Abundanzklassen nach DUFOUR (1976) eingeteilt (Klasse I: 1 Exemplar; Klasse II: 2–4 Exemplare; Klasse III: 5–8 Exemplare usw.). Diese erlauben eine differenziertere Einteilung als diejenigen Klassen, die vom «Schweizerischen Libelleninventar» (vgl. WEGMÜLLER, 1986) vorgeschlagen wurden.

Im Unterschied zur Erfassung der verschiedenen *Anisoptera*-Imagines mittels Strichlisten wurden die Abundanzen der *Zygoptera*-Arten im Feld lediglich abgeschätzt, miteinander verglichen und dann ebenfalls den Abundanzklassen nach DUFOUR (1976) zugeteilt.

Um tageszeitliche Abundanzunterschiede infolge von Witterung und verschiedener Verhaltensmuster der Arten zu berücksichtigen und zwecks Vergleichbarkeit der Daten wurden die Beobachtungsgänge nur bei optimalen äusseren Bedingungen (Sonnenschein und Windstille) jeweils von Mittag bis in den späten Nachmittag hinein durchgeführt. Dabei begleitete mich stets der Libellenkundler Konrad EIGENHEER aus Gerlafingen. Dies erwies sich als besonders vorteilhaft bei der Erfassung und Schätzung von *Zygoptera*-Beständen.

Die mit obiger Methode erhaltenen Abundanzklassen geben die jeweiligen Gesamthäufigkeiten der festgestellten Arten über der Schwimmblattzone und im Bereich des äusseren Röhrichtgürtels wieder.

Um die ermittelten Werte mit jenen am Inkwilensee vergleichen zu können, werden die maximalen Abund-

anzwerte (die oberen, absoluten Werte der pro Art festgestellten maximalen Abundanzklassen) der Jahre 1985–1989 auf eine Fläche von 500 m² Schwimmblattzone und Röhrichtgürtel umgerechnet. Bei einer gesamten Beobachtungsfläche von 21 875 m² (vgl. Kap. 5.2.1.) beträgt der Umrechnungsdivisor hierfür 43,75.

Die so gewonnenen maximalen Abundanzen beziehen sich auf eine generelle, uferunspezifische Fläche von 500 m² Schwimmblattzone und Röhrichtgürtel.

Mit der 2. Methode wurde das Ziel verfolgt, die maximalen Abundanzen der anwesenden Odonatenarten im Bereich der Schwimmblattzone (SBZ) und des äusseren Röhrichtgürtels (aRG) durch Auszählen in Beobachtungstreifen (Probeflächen) zu bestimmen. Dies geschah 1989 an je einer geeigneten, für den betreffenden Uferabschnitt repräsentativen Stelle am Nord-, Nordwest-, West- und Süd-Ufer. Ziel war es, die Bestände zunächst auf die gesamten jeweiligen Uferabschnitte hochzurechnen. Die so erhaltenen Ergebnisse können dann untereinander und, nach einer weiteren Umrechnung bei ausgewählten Arten, mit den während der Ruderbootfahrten ermittelten maximalen Abundanzwerte der Jahre 1985–1989 pro 500 m² SBZ/aRG verglichen werden. Vom Ufer aus wurden Beobachtungstreifen der unten angegebenen Grösse gebildet und darin nachmittags während jeweils einer halben Stunde bei optimalen Flugbedingungen sämtliche Arten und deren maximalen Abundanzen mit Hilfe eines Fernglases (7x42) registriert. Diese Probeflächenmethode entspricht derjenigen, die LEHMANN (1984) beschrieben hat, mit dem Unterschied, dass sich die Flächen auf die Schwimmblattzone und den äusseren Röhrichtgürtel und zum Teil das Grosseggried beschränken und infolge ungenügender Zugänglichkeit weitere landseitig folgende Vegetationszonen unberücksichtigt lassen.

Die einzelnen Probeflächen können am Burgäschisee wie folgt charakterisiert werden:

Am West-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnittes = 14 m

- Breite des Grosseggrieds (GSR) und Röhrichtgürtels (RG) = 5,5 m
- Breite der Schwimmblattzone (SBZ) = 5 m
- Grösse der Probefläche = 147 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): 24.5./2.6./5.7./12.7./3.8./23.8./23.9.

Am Süd-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnittes = 19 m
- Breite der Freiwasserzone (SBZ/GSR und RG fehlen!) = 10 m
- Grösse der Probefläche = 190 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): siehe «West-Ufer»!

Am Nord-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnittes = 13 m
- Breite des GSR/RG = 8 m
- Breite der SBZ = 20 m
- Grösse der Probefläche = 364 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): siehe «West-Ufer»!

Am Nordwest-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnittes = 8 m
- Breite des RG = 6 m
- Breite der SBZ = 10 m
- Grösse der Probefläche = 128 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): 19.5./27.5./19.6./18.7./26.7./19.8./31.8./17.9.

Zusätzlich wurden am 13.6., 10.8., 17.8., 6.9. und 21.9.1988 vom Boot aus am Nordwest-Ufer des Sees nachmittags bei optimalen Flugbedingungen die Odonaten der SBZ mit einem Fernglas möglichst exakt während einer halben Stunde ausgezählt. Mit den Daten wurde dann gleich verfahren wie oben unter Methode 2 beschrieben (vgl. letzte Spalte in Tab. 7).

7.1.1.2. *Am Inkwilersee*

Anstelle monatlicher Ruderbootfahrten wurden die Odonatenbestände am Inkwilersee mittels monatlicher Uferumdgänge (= Methode 1) von Mai bis September 1985–1989 erfasst.

Obwohl das Hauptaugenmerk bei einer möglichst vollständigen Erfassung der Odonaten-Imagines der SBZ und des aRG (= Haupt-Eiablebereich) lag, dürften bei dieser Methode die Bestände schwimmblattzonen-gebundener *Zygoptera* (vor allem Gatt. *Enallagma* und *Erythromma*) gegenüber denjenigen *Zygoptera*, die sich auch während der Fortpflanzungsperiode eher im Uferbereich aufhalten (beispielsweise *Coenagrion puella* und *C. pulchellum*, *Ischnura elegans*) im Vergleich zu denjenigen am Burgäschisee untervertreten sein, da am Inkwilersee von den vorhandenen Standplätzen aus die SBZ nicht überall einsehbar ist.

Im übrigen können die unter Kap. 7.1.1.1. unter «Methode 1» formulierten Kriterien analog auf den Inkwilersee übertragen werden. Bei einer gesamten Beobachtungsfläche von 46 135 m² SBZ/RG beträgt hier der Umrechnungsdivisor für eine uferunspezifische Probefläche von 500 m² SBZ/RG 92,27.

Aus denselben Gründen wie in Kap. 7.1.1.1. genannt, wurden auch am Inkwilersee unten angegebene Beobachtungstreifen (Probeflächen; Methode 2) gebildet und 1989 analog zu denjenigen am Burgäschisee bearbeitet.

Diese Probeflächen können wie folgt charakterisiert werden:

Am West-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnittes = 19 m
- Breite des Grosseggrieds = 3 m
- Breite des Röhrichtgürtels = 5 m
- Breite der Schwimmblattzone = 36 m
- Grösse der Probefläche = 779 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): 23.5./9.6./8.7./15.7./4.8./16.8./24.8.

Am Süd-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnittes = 16 m

- Breite der Freiwasserzone = 15 m (GSR/RG und SBZ fehlen oder sind nur rudimentär vorhanden!)
- Grösse der Probefläche = 240 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): siehe «West-Ufer»!

Am Nord-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnitts = 10 m
- Breite des GSR/RG = 12,5 m
- Breite der SBZ = 35 m
- Grösse der Probefläche = 475 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): siehe «West-Ufer»!

Am Nordwest-Ufer:

- Länge des bearbeiteten Uferabschnitts = 16 m
- Breite des GSR = 2,5 m
- Breite des RG = 4 m
- Breite der SBZ = 26 m
- Grösse der Probefläche = 520 m²
- Bearbeitungsdaten (1989): 17.5./26.5./12.6./19.7./25.7./21.8./30.8./18.9.

Die maximalen Abundanzwerte werden zunächst wiederum auf den jeweils betreffenden gesamten Uferbereich und anschliessend auf eine Fläche von jeweils 500 m² SBZ/RG hochgerechnet. Nun können sie wiederum untereinander und mit den durch Methode 1 ermittelten und ebenfalls auf 500 m² umgerechneten, aber uferunspezifisch gewonnenen Maximalbeständen bei ausgewählten Arten verglichen werden.

Um ein möglichst genaues Bild über die Bestände von *Ischnura elegans*, *Enallagma cyathigerum* und *Erythromma viridulum* im Bereich der SBZ zu erhalten, wurden zur Hauptflugzeit der drei Arten am 11. Juli 1988 und am 13. Juli 1989 am Nordost-Ufer des Sees in der äusseren Hälfte der SBZ zwischen Schilfinselfel und Bootanlegestelle (Fläche = 6053 m², planimetrisch bestimmt) sämtliche beobachteten Individuen vom Boot aus mit Hilfe eines Fernglases notiert. Mit den so gewonnenen maximalen Bestandesdichten die-

ser drei Arten wurde gleich verfahren wie oben, unter Methode 2, beschrieben (vgl. letzte Spalte in Tab. 8).

7.1.2. Ergebnisse

Siehe Tab. 5–11

7.1.3. Diskussion

7.1.3.1. Seenvergleich

Am Burgäschisee weisen 19 Arten eine höhere maximale Abundanzklasse als am Inkwilersee auf, während am Inkwilersee nur 12 Arten häufiger sind als am Burgäschisee (nach Methode 1, vgl. Tab. 5 und 6). Ein Vergleich von Arten, welche in der Schwimmblattzone oder am äusseren Rand des Röhrichtgürtels an beiden Seen besonders zahlreich sind, zeigt, dass 7 Arten am Burgäschisee häufiger sind (*Platycnemis pennipes*, *Enallagma cyathigerum*, *Erythromma viridulum*, *Anax imperator*, *Cordulia aenea*, *Libellula quadrimaculata* und *Orhetrum cancellatum*) und nur 2 (*Coenagrion puella* und *C. pulchellum*) am Inkwilersee eine grössere maximale Abundanzklasse erreichen als am Burgäschisee (nach Methode 2).

Bei Betrachtung von Tab. 9 (Arten, deren Differenzen in den maximalen Abundanzklassen zwischen den Seen mehr als 2 beträgt) zeigt sich deutlich, dass die Bestände der *Zygoptera*-Arten *Platycnemis pennipes*, *Enallagma cyathigerum*, *Cercion lindeni*, *Erythromma najas* und *Erythromma viridulum* am Burgäschisee beträchtlich grösser sind als am Inkwilersee oder hier sogar fehlen. Das gleiche Bild zeigt sich ferner im Vergleich der maximalen Bestandesdichten pro 500 m² SBZ/RG: Besonders deutliche Unterschiede bestehen bei *Enallagma cyathigerum*, wo die Dichte um einen Faktor 48 und bei *Erythromma viridulum*, wo sie am Burgäschisee um einen Faktor 14.9 grösser ist als am Inkwilersee. Bei *Erythromma najas* beträgt dieser Faktor 4,9, ist also auffallend kleiner als bei den oben genannten Arten. Der Grund für die beträchtlichen Abundanzunterschiede zwischen den beiden Seen bei diesen Kleinlibellen dürfte in erster Linie darin lie-

gen, dass *im Inkwilersee keine submerse Vegetation mehr vorhanden ist, welche einerseits die Überlebenschancen der Libellenlarven in Gewässern mit erhöhtem Fischbesatz verbessert* (CLAUSNITZER, 1980; SCHMIDT, 1983) *und andererseits als Eiablage substrat dienen kann* (vgl. BELLMANN, 1987). So ist denn auch die Frühlingsart *Erythromma najas*, welche während ihrer Flugzeit noch keine submersen Makrophyten nutzen kann, da diese noch nicht bis an die Wasseroberfläche vorgedrungen sind, im Vergleich zu später fliegenden Arten am Burgäschisee nur wenig häufiger als am Inkwilersee. Nach ROBERT (1959) dient dieser Art in erster Linie *Nuphar luteum* als Eiablage substrat. *Nuphar* kommt am Inkwilersee in ausreichendem Mass vor (vgl. Kap. 5.2.2.).

Auf der anderen Seite weisen *Brachytron pratense*, *Libellula fulva* und *Sympetrum sanguineum* am Inkwilersee deutlich grössere Bestände als am Burgäschisee auf. *Anaciaeshna isosceles* fehlt sogar am Burgäschisee. In der Literatur werden für *Brachytron*, *Libellula fulva* und auch *Anaciaeshna* eine *spezielle Bindung insbesondere zu besonnten Röhrichtbeständen* angegeben (vgl. MAIBACH & MEIER, 1987). Wie in Kap. 5.2. geschildert, existieren heute am Inkwilersee noch wesentlich ausgedehntere Schilfröhrichte als am Burgäschisee.

Von denjenigen Arten, welche, mit Ausnahme der vorhin genannten, an beiden Seen besonders häufig und/oder deren Bestände schwer abschätzbar sind (vgl. Tab. 10), weisen alle, mit Ausnahme von *Coenagrion pulchellum* (und eventuell *Coenagrion puella* und *Sympetrum striolatum*) umgerechnet auf eine Normfläche von 500 m² am Burgäschisee 1989 eine höhere maximale Bestandesdichte als am Inkwilersee auf. Dies geht aus beiden angewandten Methoden hervor. Bei der nun folgenden Analyse sollen nur die Werte, die aus Methode 2 resultierten, berücksichtigt werden, da diese ein differenzierteres Bild liefert:

Bei den *Zygoptera* erreicht *Coenagrion puella* am Inkwilersee 1989 die bei weitem höchste Dichte. Diese beträgt gut das Fünffache derjenigen von *Ischnura elegans*. Am Burg-

äschisee sind die Dichten dieser beiden Arten ausgeglichen.

Coenagrion pulchellum wurde am Inkwilersee im Bereich der SBZ und des aRG nur in sehr geringer Zahl angetroffen, am Burgäschisee konnte sie überhaupt nie in diesem Bereich beobachtet werden.

Die grösste Dichte der häufigen *Anisoptera*-Arten wies an beiden Seen *Libellula quadrimaculata* auf. - Doch lag die maximale Bestandesdichte am Burgäschisee wesentlich höher als am Inkwilersee (23 Individuen/500 m² am Burgäschisee und nur 8 Individuen in der gleichen Normfläche am Inkwilersee).

Die übrigen *Anisoptera*-Arten waren am Burgäschisee, im Vergleich zu *Libellula quadrimaculata*, noch häufiger als am Inkwilersee: *Anax imperator* um einen Faktor 4, *Orthetrum cancellatum* um einen Faktor 4,25, und schliesslich war *Cordulia aenea* am Burgäschisee sogar 6,3mal häufiger als am Inkwilersee.

MOORE (1953) nennt folgende maximalen Dichten von *Anisoptera*-Männchen pro 100 Meter Uferlinie: *Anax imperator*: 2; *Cordulia aenea*: 2; und *Libellula quadrimaculata*: 28. Bei *Anax* und *Cordulia* liegen diese Werte im Bereich derjenigen am Inkwilersee; die maximalen Dichten am Burgäschisee sind aber wesentlich höher (vgl. Tab. 10). Bei *Libellula quadrimaculata* ist die Dichte am Burgäschisee mit 23 Imagines/500 m² ähnlich hoch.

Nach MOORE (1953) werden die Dichten durch das Verhalten der Libellen kontrolliert (intra- und interspezifische Konkurrenz).

PARR (1976) gibt für *Enallagma cyathigerum* Dichteschwankungen zwischen 16,8 und 363 Individuen/100 m Uferlinie an. Gemäss Tab. 9 beträgt die maximale Dichte dieser Art pro 500 m² Schwimmblattzone am Burgäschisee 196, am Inkwilersee aber nur 4 Exemplare.

7.1.3.2. Abundanzdynamik ausgewählter «Rote-Liste-Arten»

Nach der oben beschriebenen «Methode 1» ermittelt, ergeben sich bei den folgenden Arten nachstehende, maximale Abundanzen im betreffenden Untersuchungsjahr (vgl. Tab. 11):

– <i>Anaciaeshna isosceles</i> (am IS):			
1985/86:	Klasse	III	
1987/88:	Klasse	IV	
1989:	Klasse	V	
– <i>Libellula fulva</i> (am IS):			
1985:	Klasse	IV	
1986/87:	Klasse	V	
1988:	Klasse	VII	
1989:	Klasse	VIII	
– <i>Libellula fulva</i> (am BS):			
1985:	Klasse	I	
1986:	Klasse	IV	
1987:	fehlend	?	
1988:	Klasse	III	
1989:	Klasse	II	
– <i>Brachytron pratense</i> (am IS):			
1986:	Klasse	V	
1987:	fehlend	?	
1988/89:	Klasse	IV	
– <i>Brachytron pratense</i> (am BS):			
1986:	Klasse	I	
1988:	Klasse	II	
– <i>Anax parthenope</i> (am IS):			
1985:	fehlend	?	
1986/87/89:	Klasse	I	
1988:	fehlend	?	
– <i>Anax parthenope</i> (am BS):			
1985:	Klasse	I	
1986:	Klasse	III	
1987:	Klasse	II	
1988:	Klasse	III	
1989:	Klasse	II	
– <i>Crocothemis erythraea</i> (am IS):			
1985/88:	fehlend	?	
1986/89:	Klasse	I	
– <i>Crocothemis erythraea</i> (am BS):			
1985:	Klasse	II	
1986:	Klasse	II	
1988:	Klasse	V	
1989:	Klasse	III	
– <i>Cercion lindeni</i> (am BS):			
1985:	fehlend	?	
1986:	Klasse	IV	
1988/89:	Klasse	II	

Nach WILDERMUTH & SCHIESS (1983) ist es besonders wichtig, Bestandesentwicklungen über einen längeren Zeitraum hinweg zu verfolgen, um festzustellen, welche jahresweisen Veränderungen in den Abundanzen (bedrohter) Arten als «natürlich» oder «unbedenklich»

bezeichnet werden können und wie sich demgegenüber ein langfristiger Rückgang mit dem lokalen Aussterben der Art als Endpunkt äussert.

Bei *Anaciaeshna isosceles* und *Libellula fulva* konnte am Inkwilersee von 1985 bis 1989 ein kontinuierliches Ansteigen der Populationsgrössen festgestellt werden. Bei *Libellula fulva* schwankten dagegen die Bestände am Burgäschisee während der fünfjährigen Beobachtungsperiode recht stark. *Anax parthenope* scheint am Burgäschisee eine konstant kleine Population gebildet zu haben, die offenbar stabil ist.

Parallelentwicklungen in anderen stehenden Gewässern im schweizerischen Mittelland während derselben Zeitspanne sind mir keine bekannt geworden.

Besonders erwähnenswert ist die Populationsentwicklung von *Crocothemis erythraea* am Burgäschisee: Diese Art begründete hier 1985 eine Population (vor diesem Zeitpunkt existieren keine Beobachtungen), die 1988 mit der Abundanzklasse V ihren vorläufigen Höhepunkt erreicht hat. 1989 konnten noch 5 bis 8 Männchen im Eiablagebereich zur Hauptflugzeit festgestellt werden. Exuvienfunde (vgl. Kap. 8.3.) belegen, dass dieser mediterranen Art die bestehenden Verhältnisse offenbar zusage. Da nach OTT (1988) *Crocothemis* in Mitteleuropa relativ ungünstige Jahre überstehen kann, ist auch in Deutschland eine dauerhafte Ansiedlung «äusserst wahrscheinlich». Nach OTT sollte deshalb *Crocothemis* nicht mehr als «Vermehrungsgast» oder «Invasionsart» in den «Roten Listen» geführt werden. Diese Forderung kann mit den vorliegenden Untersuchungen am Burgäschisee bis anhin unterstützt werden. Nach MEIER (1989) besteht im klimatisch günstigen Reusstal seit 1984 eine Population. Auch im Kanton Genf hat sich *C. erythraea* seit einigen Jahren angesiedelt (MEIER, 1989).

7.2. Relative Häufigkeiten

7.2.1. Methoden

7.2.1.1. Am Burgäschisee

Die Daten wurden mittels «Methode 1» erhoben (monatliche Ruderbootfahrten, vgl. Kap. 7.1.1.1.).

Diese Ruderbootfahrten wurden an folgenden Tagen durchgeführt:

1985 am 16.6., 24.7. und am 2.9. (wird zum Monat August gerechnet)

1986 am 26.5., 25.6., 22.7. und am 6.9. (wird ebenfalls zum Monat August gerechnet)

1987 am 28.6.

1988 am 2.6. (wird zum Monat Mai gerechnet), 10.7. (wird zum Monat Juni gerechnet), 7.8. (wird zum Monat Juli gerechnet), am 6.9. (wird zum Monat August gerechnet) und am 21.9.

1989 am 25.6., 27.7., 9.9. (wird zum Monat August gerechnet) und am 21.9.

Aus den im Feld ermittelten Abundanzklassen (nach DUFOUR, 1976) werden die prozentualen Häufigkeitsanteile der im betreffenden Monat vier häufigsten Arten und derjenigen, welche einen Anteil von mindestens 10% an den jeweiligen Gesamthäufigkeiten aller am Beobachtungstag erfassten *Anisoptera* beziehungsweise *Zygoptera* aufweisen, berechnet und in Abschnittsbalken-Diagrammen dargestellt (vgl. Abb. 8–17).

7.2.1.2. Am Inkwilersee

Zur Erhebung der relativen Häufigkeiten wurde ebenfalls «Methode 1» (monatliche Uferrundgänge, vgl. Kap. 7.1.1.2.) angewandt.

Hier liegen von folgenden Tagen Daten vor:

1985 vom 14.6., 22.7. und 21.8.

1986 vom 26.5., 24.6., 29.7. und 5.9. (wird zum August gerechnet)

1987 vom 24.5. und 25.6.

1988 vom 3.6. (wird zum Mai gerechnet), 8.7. (wird zum Juni gerechnet), 31.7., 30.8. und 22.9.

1989 vom 28.5., 26.6., 29.7., 8.9. (wird zum August gerechnet) sowie vom 20.9.

Ansonsten wurde mit den Daten gleich verfahren wie mit denjenigen am Burgäschisee (vgl. Kap. 7.2.1.1.).

In der Reihenfolge abnehmender prozentualer Anteile an den Gesamthäufigkeiten der betreffenden Unterordnung im jeweiligen Monat werden zuerst die Bestände der vier häufigsten *Anisoptera*- und danach diejenigen der vier häufigsten *Zygoptera*-Arten zwischen den beiden Seen nach folgenden Kriterien miteinander verglichen:

- Durchschnittlicher prozentualer Anteil an den Gesamthäufigkeiten der im betreffenden Monat am untersuchten See vorkommenden *Anisoptera*- beziehungsweise *Zygoptera*-Arten (= Dominanzgrad, berechnet aus den in den Jahren 1985–1989 vorliegenden Daten).
- Standardabweichung der einzelnen prozentualen Anteile am Burgäschi- und Inkwilersee.
- Signifikanz der Unterschiede zwischen den berechneten mittleren prozentualen Anteilen an beiden Seen.

Zur Anwendung gelangte der *W*-Test.

Arbeitshypothese: Mittelwert am Inkwilersee \neq Mittelwert am Burgäschisee (zweiseitiger Test, Sicherheitsschwelle: $\alpha = 5\%$).

Testgrösse $W = 2R_{n_1} - n_1(n_1 + n_2 + 1)$

wobei R_{n_1} = Summe der Ränge der Stichproben des Umfanges n_1

n_1 = Umfang der Stichprobe n_1

n_2 = Umfang der Stichprobe n_2

Die berechnete Testgrösse wird mit dem Quantil der modifizierten WILCOXON-Testgrösse $W_{0,975}$ verglichen (vgl. RIEDWYL, 1978).

Entscheidung: Falls $|W| \geq W_{0,975}$ ist, dann besteht Grund zur Annahme, die beiden Mittelwerte seien signifikant voneinander verschieden.

Ferner werden noch die in den betreffenden Monaten weniger häufig vorkommender Arten, für die aber Grund zur Annahme besteht, ihre

Mittelwerte der prozentualen Anteile an den jeweiligen Gesamthäufigkeiten seien zwischen den beiden Seen signifikant voneinander verschieden, ebenfalls nach obigen Kriterien untersucht.

Um die Dominanzverhältnisse der *Zygoptera* und *Anisoptera* in den einzelnen Monaten zwischen den beiden Seen vergleichen zu können, wurde für jede beobachtete Art der mittlere prozentuale Anteil an der Gesamthäufigkeit der betroffenen Unterordnung berechnet und in folgende Dominanzklassen eingeteilt:

Klasse 1 = Arten mit einem Anteil von weniger als 1% an der Gesamthäufigkeit

Klasse 2 = Subrezedente Arten mit einem Anteil von 1 bis 2%

Klasse 3 = Rezedente Arten mit einem Anteil von 2 bis 5%

Klasse 4 = Subdominante Arten mit einem Anteil von 5 bis 10%

Klasse 5 = Dominante Arten mit einem Anteil von 10 bis 20%

Klasse 6 = Eudominante Arten mit einem Anteil von mehr als 20% an der Gesamthäufigkeit

7.2.2. Ergebnisse

Siehe Abb. 8–17 und 18–22.

7.2.3. Diskussion

7.2.3.1. Seenvergleich

Bei Betrachtung der Standardabweichungen der prozentualen Anteile an den Gesamthäufigkeiten der Arten zwischen den Seen in den betreffenden Monaten der Jahre 1985–1989 lässt sich bei den *Zygoptera* eine durchschnittlich höhere Abweichung als bei den *Anisoptera* erkennen.

Dieser Umstand könnte in einem Zusammenhang mit der Erfassungsmethode stehen, da die *Zygoptera*-Bestände bei den monatlichen Inventarisierungen jeweils nur geschätzt werden konnten und somit Differenzen wahrscheinlicher als bei den ausgezählten *Anisoptera*-Beständen sind.

Bei folgenden häufigen *Anisoptera*-Arten traten in den einzelnen Jahren

grosse Schwankungen in den Beständen auf (Standardabweichung > 7; IS = Inkwilersee; BS = Burgäschisee):

Cordulia aenea (am IS und BS im Mai und am BS im Juni)
Brachytron pratense (am IS im Mai)
Orthetrum cancellatum (am IS im Juni)
Aeshna mixta (am IS im September)
Sympetrum vulgatum (am BS im September)
Aeshna grandis (am IS im September)

Ferner sind folgende acht Arten am Inkwilersee signifikant häufiger als am Burgäschisee:

Brachytron pratense, *Coenagrion puella* und *Ischnura elegans* (im Mai)

Anaciaeschna isosceles, *Libellula fulva*, *Coenagrion puella* und *Ischnura elegans* (im Juni)

Sympetrum sanguineum, *Coenagrion puella* und *Ischnura elegans* (im Juli)

Sympetrum sanguineum, *Sympetrum vulgatum*, *Aeshna mixta* und *Ischnura elegans* (im August)

Mögliche Gründe, warum die hier genannten *Anisoptera*-Arten am Inkwilersee in bestimmten Monaten signifikant häufiger als am Burgäschisee vorkommen, wurden bereits in Kap. 7.1.3. diskutiert. Bei den *Sympetrum*-Arten muss noch angemerkt werden, dass diese stehende Gewässer mit einer gut ausgebildeten Verlandungsvegetation bevorzugen (MLODY, 1986). Diese Verlandungsvegetation ist nur noch am Inkwilersee um den «Weiher im Moos» (vgl. Kap. 5.2.2.) in Anflügen vorhanden. Die beiden *Zygoptera* *Ischnura elegans* und *Coenagrion puella* sind typische Ubiquisten (MAIBACH & MEIER, 1987), welche nicht an bestimmte Habitatsstrukturen gebunden sind.

Folgende Arten sind dagegen am Burgäschisee signifikant häufiger als am Inkwilersee:

Libellula quadrimaculata, *Anax imperator*, *Cordulia aenea*, *Enallag-*

ma cyathigerum und *Erythromma najas* (im Mai)

Enallagma cyathigerum und *Erythromma najas* (im Juni)

Crocothemis erythraea und *Enallagma cyathigerum* (im Juli)

Anax imperator, *Erythromma viridulum* und *Enallagma cyathigerum* (im August)

Das sind total sieben Arten, wobei *Cercion lindeni* und *Platycnemis pennipes* hier nicht berücksichtigt sind.

Auch diese Auflistung deckt sich mit den Angaben, welche weiter oben gemacht wurden. Erwähnenswert ist hier, dass auch *Erythromma najas*, welche sich nach RUDOLPH (1979) auch in überdüngten Gewässern entwickeln kann und nicht unbedingt auf submerse Makrophyten als Eiablegesubstrat angewiesen wäre (ROBERT, 1959), trotzdem am Burgäschisee im Mai und im Juni signifikant häufiger ist als am Inkwilersee. Da sich die Larven aber oft unter halbverfaulten Pflanzenteilen auf dem Gewässergrund verstecken (ROBERT, 1959), könnte sich ein Mangel derselben, wie dies am Inkwilersee infolge Mangels an submerse Vegetation möglicherweise der Fall ist, nachteilig auf die Art auswirken.

Beim Vergleich der Dominanzverhältnisse (Abb. 18–22) zeigt sich im Mai an beiden Seen ein recht ähnliches Bild: Dominante Arten sind in grösserer Anzahl vertreten als rezedente. Dies weist offensichtlich darauf hin, dass zu Beginn der Flugzeit an beiden Seen die Zuwanderung von Arten noch relativ unbedeutend ist. Obwohl im Juni und im Juli die dominanten (am Inkwilersee) und eudominanten (am Burgäschisee) Arten wiederum recht hohe Anteile aufweisen, dominieren nun besonders im Juli an beiden Seen Arten mit einem Anteil von unter einem Prozent an den Gesamtabundanzen. Im August und September zeigt sich am Burgäschisee wieder ein ähnliches Bild wie im Mai, am Inkwilersee hingegen verlaufen die Dominanzkurven etwa gleich wie im Juni und Juli.

7.3. Vergleich zu früheren Erhebungen

Frühere Angaben über Abundanzen von Odonaten am Burgäschisee liegen (ausser einigen Notizen von ARTMANN zu Beginn der 1980er Jahre) nur von LINIGER (1884) vor. Diese werden in der Folge mit den heutigen Abundanzverhältnissen am Burgäschisee verglichen (Datenerhebung durch Ruderbootaufenthalte, vgl. Kap. 7.1.1.1.). Dabei muss man bedenken, dass LINIGER den See offenbar nur *zweimal* besucht hat, nämlich am 25. August und am 11. Juli und so wohl insbesondere die typischen Frühlings- und Herbstarten und deren Abundanzen nur unvollständig erfassen konnte.

– Arten und deren Abundanzen (geordnet nach LINIGER, 1884). Angegeben werden die heutigen *maximalen* Abundanzklassen in den Jahren 1985–1989:

* ***Sympetrum vulgatum***: Liniger: «besonders häufig»; heute: Abundanzklasse V (nicht häufig).

* ***Sympetrum sanguineum***: Liniger: «überall häufig»; heute: Abundanzklasse II (am See selten).

* ***Libellula depressa***: Liniger: «so fing ich letztes Jahr noch am 25. August eine Anzahl Männchen und Weibchen an den Torfgräben längs des Burgäschisees, . . .»; heute: Abundanzklasse II (selten).

* ***Libellula quadrimaculata***: Liniger: «noch häufiger als die vorige»; heute: Abundanzklasse VIII (sehr häufig).

* ***Libellula fulva***: Liniger: «wenig häufig»; heute: Abundanzklasse IV (spärlich vorhanden).

* ***Orthetrum cancellatum***: Liniger: «am 11. Juli häufig»; heute: Abundanzklasse VIII (sehr häufig).

* ***Somatochlora flavomaculata***: Liniger: «sporadisch am Waldsaum um den Burgäschisee»; heute: verschollen.

* ***Gomphus vulgatissimus***: Liniger: «ein Weibchen am 11. Juli»; heute: Abundanzklasse I (ein Männchen 1988).

* ***Gomphus pulchellus***: Liniger: «sehr zahlreich am Burgäschisee»; heute: verschollen.

* ***Anax parthenope***: Liniger: «ich fing die Art am 11. Juli, wo sie aber selten zu sein scheint»; heute:

- Abundanzklasse III (selten).
- * *Anax imperator*: Liniger: «besonders zahlreich»; heute: Abundanzklasse VIII (sehr häufig).
 - * *Aeshna cyanea*: Liniger: «besonders häufig»; heute: Abundanzklasse III (selten).
 - * *Aeshna juncea*: Liniger: «ziemlich häufig»; heute: verschollen.
 - * *Aeshna mixta*: Liniger: «sehr selten»; heute: Abundanzklasse V (nicht selten).
 - * *Aeshna grandis*: Liniger: «nirgends sehr häufig»; heute: Abundanzklasse VI (recht häufig).
 - * *Calopteryx splendens*: Liniger: «wenig häufig in unserer Gegend»; heute: Abundanzklasse IV (spärlich vorhanden).
 - * *Lestes virens*: Liniger: «äusserst gemein»; heute: verschollen.
 - * *Platycnemis pennipes*: Liniger: «in Unzahl»; heute: Abundanzklasse VII (häufig).
 - * *Coenagrion puella*: Liniger: «äusserst gemein»; heute: Abundanzklasse VII (häufig).
 - * *Ischnura elegans*: Liniger: «überall zu finden»; heute: Abundanzklasse VII (häufig).
 - * *Erythromma najas*: Liniger: «in Menge»; heute: Abundanzklasse X (sehr häufig).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass von den oben aufgeführten 21 Arten, von denen Häufigkeitsangaben von früher vorliegen, *10 deutlich seltener geworden oder heute gar verschollen sind* (fett gedruckte Arten), *10 heute noch etwa gleich häufig sind und möglicherweise nur eine heute häufiger ist* (*Aeshna mixta*). Dabei handelt es sich allerdings um eine typische Herbstart, deren optimaler Flugzeitpunkt von LINIGER möglicherweise verpasst worden ist. Nach SCHMIDT (1977) bewirken weitreichende Eingriffe in Gewässerökosysteme zuerst ein Absinken der Abundanzen unter einen bestimmten Schwellenwert und anschliessend ein Verschwinden charakteristischer Arten.

Von den 10 oben aufgeführten Arten, müssen diejenigen, welche in den letzten hundert Jahren offenbar wesentlich seltener geworden, aber noch nicht ausgestorben sind, in den nächsten Jahren in ihrer Abundanzentwicklung weiter überwacht wer-

den, um bei anhaltenden Abundanzverlusten frühzeitig Gegenmassnahmen einleiten zu können.

Vom Inkwilersee liegt nur eine in diesem Zusammenhang interessante Notiz von v. BÜREN (1951) über *Libellula fulva* vor: «Ende Juni sehr häufig, der Bestand nimmt dann aber schnell ab.»

Heute ist die Art am Inkwilersee immer noch sehr häufig (maximale Abundanzklasse 1989: VIII).

8. Autochthonie

Autochthone Libellen sind solche, welche sich in einem Gewässer erfolgreich entwickeln können. Diese bodenständigen Arten eignen sich am besten zur qualitativen Beurteilung der Entwicklungsgewässer (WEGMÜLLER, 1986).

Da sich die zur Feststellung der Autochthonie notwendige Exuvien- oder Larvensuche aber oft als recht problematisch erweist (vgl. WEGMÜLLER, 1986), gehen die meisten Autoren bei der Angabe der Autochthoniestati der Libellen differenziert vor und unterteilen diese in eine *mögliche, wahrscheinliche* und *sichere* Autochthonie (vgl. WILDERMUTH, 1980 und FRANKE, 1979).

8.1. Autochthonie möglich: Flugbeobachtungen 1985–1989

8.1.1. Methode

Fliegende Odonaten und allgemein solche, bei denen *keine* Fortpflanzungsaktivitäten festgestellt werden konnten, wurden in den Jahren 1985 und 1986 nur anlässlich der monatlichen Ruderbootfahrten (am Burgäschisee) beziehungsweise der monatlichen Uferrundgänge (am Inkwilersee) erfasst. 1987 fanden die Inventarisierungen nicht jeden Monat statt.

Infolge stark intensivierter Beobachtungstätigkeit und damit verbundener erhöhter Präsenz in den Untersuchungsgebieten wurden die monatlichen Registrierungen fliegender Odonaten in den Jahren 1988 und

1989 durch zusätzliche Feststellungen von Imagines ergänzt.

Jeder Art, welche in den Untersuchungsgebieten konstatiert werden konnte, wurde grundsätzlich die Möglichkeit einer Autochthonie zugesprochen (in Anlehnung an WEGMÜLLER, 1986). Streng genommen und unter Beizug bisheriger Kenntnisse über bevorzugte Fortpflanzungsgewässer könnte allerdings eine mögliche Autochthonie bei einigen wenigen Arten bereits von vornherein mit grosser Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden (beispielsweise bei den beiden *Calopteryx*-Arten).

8.1.2. Ergebnisse

Tab. 12 und 13

In Tab. 12 sind für den Burgäschisee und in Tab. 13 für den Inkwilersee alle Arten aufgelistet, die in mindestens einem der fünf Beobachtungsjahre am See als Imago festgestellt werden konnten. Am Inkwilersee sind dies alle 32, am Burgäschisee 35 Arten (*Epitheca bimaculata* und *Sympetrum depressiusculum* konnten «nur» als Exuvien konstatiert werden).

Am Burgäschisee wurden für insgesamt sieben Arten (= 18,9 %) eine mögliche, aber nicht wahrscheinliche Autochthonie ermittelt. Bei diesen Arten konnte ich also keinerlei Fortpflanzungsaktivitäten feststellen. Am Inkwilersee beträgt dieser Prozentsatz 21,9 % (ebenfalls 7 Arten).

Calopteryx virgo und *Calopteryx splendens* weisen an beiden Seen lediglich eine mögliche Autochthonie auf. Diese beiden Arten sind in Tab. 12 und 13 in der letzten Spalte mit einer «3» versehen.

Bei *Pyrrhosoma nymphula* und *Sympetrum sanguineum* konnten am Burgäschisee, bei *Sympecma fusca* und *Somatochlora metallica* am Inkwilersee zwar keine Fortpflanzungsaktivitäten beobachtet werden, aufgrund von Exuvienfunden beziehungsweise subadulter Imagines muss aber auf eine sichere Bodenständigkeit geschlossen werden (vgl. Kap. 8.3.).

Ohne Berücksichtigung der Exuvienfunde und der Feststellung von

subadulten *Zygoptera* ergaben sich bei den in Tab. 12 und 13 fett gedruckten Arten besonders deutliche Unterschiede im Autochthoniestatus zwischen den beiden Seen.

8.2. Autochthonie wahrscheinlich: Paarungen, Eiablagen 1985–89, Larvenfunde 1989

8.2.1. Methode

Während der monatlichen Inventarisierungen wurde auf den Feldprotokollblättern jeweils qualitativ festgehalten, ob bei den gesichteten Arten Fortpflanzungsaktivitäten in Form von Paarungen und Eiablagen registriert werden konnten. Solche Feststellungen erlauben nach WEGMÜLLER (1986) die Annahme einer wahrscheinlichen Autochthonie.

Zwischen dem 15. Mai und 31. Oktober 1988 und 1989 wurden zudem mindestens einmal pro Pentade an beiden Seen sämtliche Uferabschnitte nach Odonaten-Paarungen oder -Eiablagen mit dem Fernglas abgesucht. Damit die Ergebnisse miteinander vergleichbar sind, wurde auf einen, pro Uferabschnitt konstanten, Zeitaufwand geachtet. Für jede festgestellte Paarung wurde der Uferabschnitt, die betreffende Vegetationszone, die Distanz zum Ufer, die Tageszeit sowie eine allenfalls beobachtete, der Paarung vorangegangene Partnerfindung im Feld notiert.

Für jede beobachtete Eiablage wurde ebenfalls der Uferabschnitt, die Vegetationszone, die Distanz zum Ufer, das Eiablegesubstrat, die Tageszeit und eine allfällige Bewachung des Weibchens durch das Männchen notiert.

Um anhand von Larvenfunden festzustellen, welche Arten wahrscheinlich autochthon sind, wurden zwischen Dezember 1988 und März 1989 am Burgäschisee viermal vom Ruderboot aus an verschiedenen Uferabschnitten mit einem Netz Sedimentproben bei einer Wassertiefe von 0,5 bis 2 m entnommen. Diese wurden noch am gleichen Tag im Labor des Zoologischen Instituts der Universität Bern mit Hilfe eines Wasserstrahls gesiebt und die vorhandenen Odonatenlarven herausgelesen. Zwecks späterer einwandfreier

Artbestimmung wurden diese anschliessend einzeln in wassergefüllten Behältern unter simulierten Aussehenbedingungen (Taglänge und Wassertemperatur) in einem Klimaraum im Institut gehalten. Als Nahrung dienten in erster Linie *Chironomidae*-Larven (*Chironomus plumosus* und *Chironomus nuditarsis*).

8.2.2. Ergebnisse

Am Burgäschisee waren 21 Arten in mindestens zwei Untersuchungsjahren wahrscheinlich autochthon (vgl. Tab. 12). Das sind 60% der erfassten Arten.

Am Inkwilersee sind es 19 Arten (59,4% der erfassten Arten; vgl. Tab. 13).

Diese Arten sind in Tab. 12 und 13 unterstrichen.

Von dieser Gruppe waren 15 Arten an beiden Seen in mindestens zwei Untersuchungsjahren wahrscheinlich autochthon (in der letzten Spalte von Tab. 12 und 13 mit einer «2» versehen).

Der SØRENSEN-Index (I_A) beträgt hier lediglich noch 44,78. Die Ähnlichkeit der beiden Artengruppen ist deutlich kleiner als beim gemeinsamen Artenspektrum (vgl. Kap. 6.3.3.1.).

Nur in einem der fünf Untersuchungsjahre wahrscheinlich autochthon waren am Burgäschisee 5 Arten (14,3%), nämlich *Aeshna cyanea*, *Aeshna mixta*, *Cordulegaster boltoni* (am Nordwest-Zuflusskanal 1989), *Libellula depressa* und *Sympetrum fonscolombi*. Am Inkwilersee waren dies die folgenden vier Arten (12,5%): *Pyrrhosoma nymphula*, *Enallagma cyathigerum*, *Anax parthenope* und *Libellula depressa*. Nur *Libellula depressa* kommt als Vertreter dieser Gruppe an beiden Seen vor und ist in Tab. 12 und 13 mit einer «1» bezeichnet.

Wenn man nun für die einzelnen Arten die Anzahl Paarungen und Eiablagen 1989 am Burgäschisee addiert und mit den Werten vom selben Jahr am Inkwilersee vergleicht, so weichen folgende, an beiden Seen sich wahrscheinlich fortpflanzende Arten in ihren Fortpflanzungsaktivitäten deutlich voneinander ab (vgl. Tab. 14 und 15):

Am Burgäschisee deutlich seltener:

Libellula fulva
Sympetrum vulgatum
Ischnura elegans
Brachytron pratense
Coenagrion puella
Coenagrion pulchellum
Chalcolestes viridis

Am Inkwilersee deutlich seltener:

Erythromma viridulum
Enallagma cyathigerum
Erythromma najas
Libellula quadrimaculata
Cordulia aenea
Aeshna grandis
Anax imperator

Die Anzahl Arten, welche am Burgäschisee beziehungsweise am Inkwilersee deutlich mehr Fortpflanzungsaktivitäten zeigen, ist ausgeglichen (je 7 Arten).

Von den im Burgäschisee gefangenen Larven konnten 64 Exemplare erfolgreich bis zur Imago aufgezogen werden. Im einzelnen sind dies folgende Arten:

– <i>Ischnura elegans</i> :	24(37,5 %)
– <i>Cordulia aenea</i> :	14(21,9 %)
– <i>Coenagrion puella</i> :	10(15,6 %)
– <i>Erythromma najas</i> :	8(12,5 %)
– <i>Orthetrum cancellatum</i> :	6(9,4 %)
– <i>Erythromma viridulum</i> :	1(1,6 %)
– <i>Coenagrion pulchellum</i> :	1(1,6 %)

Bezüglich Autochthoniestatus ergeben sich aufgrund dieser Larvenfunde keine neuen Erkenntnisse. Bemerkenswert ist aber die offensichtliche Dominanz von *Ischnura elegans* bei den *Zygoptera* (37,5% aller Larven) und von *Cordulia aenea* bei den *Anisoptera* (21,9% aller Larven).

8.3. Autochthonie sicher: Exuvien, subadulte *Zygoptera* 1988/89

8.3.1. Methode

Die von PETERS (1979) angeregte Aufsammlung und quantitative Analyse der letzten Larvenhäute (Exuvien) erweist sich nach BEUTLER (1986) in zunehmendem Mass als geeignete Methode zur Erforschung verschiedener populationsbiologischer und ökologischer Fragestellungen bei Grosslibellen (vgl. KAISER, 1984).

An beiden Seen wurden im Bereich des inneren Röhrichtgürtels und vor allem des Grosseggensrieds an allen

Uferabschnitten möglichst homogene, gut zu bearbeitende und repräsentative Probeflächen ausgeschieden und darin in beiden Jahren unter konstanter Zeitinvestition und Suchintensität Exuvien von *Anisoptera*-Arten gesammelt sowie subadulte *Zygoptera* notiert.

Es gilt hier allerdings darauf hinzuweisen, dass wegen üppigen Schilfwuchses gerade die *Sympetrum*-Arten am Nord- und Nordwest-Ufer beider Seen im Juli und August proportional gesehen weniger häufig als früh im Jahr schlüpfende Arten entdeckt werden konnten.

Die Methode lehnt sich an diejenige von PETERS (1979) an, wobei die einzelnen Bearbeitungstage etwas weiter auseinanderliegen. Wie BEUTLER (1986), war ich darum bemüht, die Bearbeitungszeiten so zu wählen, dass ein möglichst hoher Erfassungsgrad bei den Exuvien resultierte. Ebenso fanden die Bearbeitungen der Flächen während der gesamten Schlüpfperiode der anwesenden Arten statt (vgl. BEUTLER, 1986). Dennoch liegt, nach SCHMIDT (1983), eine mögliche Fehlerquelle in der Zufälligkeit der Wahl der Erfassungstage (Witterungseinflüsse).

Die verschiedenen Probeflächen weisen folgende Grössen auf:

Probeflächen am Burgäschisee:

- am NW-Ufer: 29 m lang und 4 m breit (116 m²)
- am W-Ufer: 85 m lang und 3 m breit (255 m²)
- am SW-Ufer: 37 m lang und 4 m breit (148 m²)
- am S-Ufer: 28 m lang und 3 m breit (84 m²)
- am O-Ufer: 23 m lang und 3 m breit (69 m²)
- am NO-Ufer: 32 m lang und 3,5 m breit (112 m²)
- am N-Ufer: 45 m lang und 5 m breit (225 m²)

Dies ergibt eine Gesamtfläche von 1009 m².

Die Probeflächen wurden 1988 an folgenden Tagen bearbeitet: 5.5., 20.5., 31.5., 10.6., 22.6., 5.7., 17.7., 28.7. und 9.8.

1989:

8.5., 20.5., 30.5., 10.6., 21.6., 5.7., 16.7., 30.7. und 10.8.

Probeflächen am Inkwilersee:

- am NW-Ufer: 53 m lang und 3 m breit (159 m²)
- am W-Ufer: 100 m lang und 2,75 m breit (275 m²)
- am SO-Ufer: 59 m lang und 2 m breit (118 m²)
- am S-Ufer: 111 m lang und 1,5 m breit (166 m²)
- am O-Ufer: 45 m lang und 3 m breit (135 m²)
- am N-Ufer: 70 m lang und 3 m breit (175 m²)

Dies ergibt eine Gesamtfläche von 1028 m².

Die Probeflächen wurden 1988 an folgenden Tagen bearbeitet:

4.5., 19.5., 30.5., 9.6., 21.6., 4.7., 16.7., 30.7. und 15.8.

1989:

7.5., 19.5., 29.5., 9.6., 20.6., 4.7., 17.7., 29.7. und 11.8.

Die in den Probeflächen gesammelten Exuvien wurden im Labor mit Hilfe eines Binokulars in den allermeisten Fällen bis zur Art bestimmt, etikettiert und archiviert (Bestimmungsunsicherheiten tauchten zum Teil bei der Gatt. *Sympetrum* auf).

Als Bestimmungsliteratur dienten unter anderem die Arbeiten von FRANKE (1979) und MEIER & WOLF (1981). Ferner wurde jede Exuvie auf ihre Geschlechterzugehörigkeit untersucht.

Subadulte *Zygoptera* wurden erst dann notiert, wenn ihre Abdominalfärbung eine eindeutige Art diagnose erlaubte. Exuvien von *Zygoptera* wurden zufällig gesammelt.

8.3.2. Ergebnisse

Sicher autochthon waren in mindestens einem der beiden Jahre am Burgäschisee 24 Arten (64,9 % aller Arten), am Inkwilersee 18 Arten (56,2 % aller Arten).

Gemeinsam in nur einem Jahr an beiden Seen sicher autochthon waren 15 Arten.

Der Ähnlichkeitsquotient I_A beträgt hier 71,43.

In beiden Jahren sicher autochthon waren am Burgäschisee 17 Arten (45,9 % aller Arten), am Inkwilersee 14 Arten (43,7 % aller Arten).

An beiden Seen waren 11 Arten sowohl 1988 als auch 1989 sicher au-

tochthon (SØRENSEN-Index = 70,97).

Folgende 11 Arten konnten nur am Burgäschisee als sicher autochthon bewertet werden:

Platycnemis pennipes, *Pyrrhosoma nymphula*, *Enallagma cyathigerum*, *Coenagrion puella*, *Erythromma viridulum*, *Aeshna cyanea*, *Anax parthenope*, *Epitheca bimaculata*, *Crocothemis erythraea*, *Sympetrum depressiusculum* und *Sympetrum fonscolombei*.

Epitheca bimaculata und *Sympetrum depressiusculum* konnten am Inkwilersee überhaupt nicht konstatiert werden. Bei *Sympetrum fonscolombei* ist eine Autochthonie am Inkwilersee lediglich möglich.

Nur am Inkwilersee sicher autochthon waren die folgenden 5 Arten:

Chalcolestes viridis, *Sympecma fusca*, *Coenagrion pulchellum*, *Anaciaeshna isosceles* und *Somatochlora metallica*.

Anaciaeshna isosceles war am Burgäschisee nicht (mehr) feststellbar, bei *Somatochlora metallica* ist eine Autochthonie am Burgäschisee möglich.

Am Inkwiler- und Burgäschisee sind je zwei häufige *Anisoptera*-Arten zu nennen, die in ihrer Gesamt-Exuvienzahl in den Probeflächen deutliche Unterschiede zwischen 1988 und 1989 zeigten: Von *Cordulia aenea* und *Libellula fulva* konnten 1989 am Inkwilersee je 6,7mal so viele Exuvien wie 1988 gesammelt werden, von *Cordulia aenea* am Burgäschisee 1989 5,3mal so viele wie 1988 und von *Anax imperator* 1989 1,8mal so viele wie im Jahr zuvor.

Wenn man nun bei denjenigen *Anisoptera*, bei welchen man aufgrund ihrer absoluten Exuvienhäufigkeiten deutliche Unterschiede zwischen den beiden Seen erahnen kann, die Werte beider Jahre addiert, auf eine Fläche von jeweils 10 m² umrechnet und dann zwischen den Seen vergleicht, so ergeben sich bei den folgenden, an beiden Seen sicher autochthonen Arten grosse Unterschiede (vgl. Tab. 18):

Am Burgäschisee deutlich seltener: *Libellula fulva* *Brachytron pratense*

Am Inkwilersee deutlich seltener:

Cordulia aenea
Anax imperator
Libellula quadrimaculata
Aeshna grandis
Sympetrum sp.
Orthetrum cancellatum

Von den an beiden Seen sicher autochthonen *Zygoptera* ergaben sich bei den folgenden Arten deutliche Unterschiede:

Ischnura elegans
(am BS deutlich seltener)
Erythromma najas
(am IS deutlich seltener)

8.3.2.1. Geschlechterverteilung

Da die Exuvien zum Teil beschädigt waren, konnte das Geschlecht leider nicht bei allen gefundenen Exemplaren sicher bestimmt werden, weshalb sich die totalen Exuvienzahlen und prozentualen Anteile der Geschlechter pro Jahr und Art in Tab. 16 und 17 und in untenstehender Zusammenstellung nicht immer automatisch aus der Summe der Geschlechter ergeben.

Die am zahlreichsten aufgetretenen *Anisoptera*-Arten werden nun in bezug auf die Geschlechterverteilung 1988 und 1989 näher betrachtet. In Anlehnung an BEUTLER (1986) bleiben kleine Serien (< 20 Exuvien) dabei unberücksichtigt (M = Männchen / W = Weibchen):

Am Burgäschisee:

Anax imperator
1988: 32,5 % M / 57,5 % W (n = 40)
1989: 34,7 % M / 61,1 % W (n = 72)

Cordulia aenea
1988: 44,2 % M / 48,8 % W (n = 217)
1989: 50,9 % M / 48,9 % W (n = 1150)

Libellula quadrimaculata
1988: 44,7 % M / 55,3 % W (n = 85)
1989: 48,2 % M / 51,8 % W (n = 85)

Orthetrum cancellatum
1988: 42,7 % M / 56,3 % W (n = 110)
1989: 38,5 % M / 61,4 % W (n = 109)

Am Inkwilersee:

Orthetrum cancellatum
1988: 42,9 % M / 52,9 % W (n = 70)
1989: 43,6 % M / 56,3 % W (n = 55)

Libellula fulva
1988: 51,1 % M / 49,9 % W (n = 45)
1989: 46,2 % M / 53,8 % W (n = 303)

Bei folgenden Arten übersteigt der Weibchen-Anteil in beiden Untersuchungsjahren denjenigen der Männchen deutlich (in beiden Jahren mehr als 10% Differenz):

– *Anax imperator* (am Burgäschisee)
– *Orthetrum cancellatum* (an beiden Seen)

Bei *Cordulia aenea* (1989 am Burgäschisee) und bei *Libellula fulva* (1988 am Inkwilersee) konnten etwas mehr Männchen als Weibchen gesammelt werden.

8.4. Diskussion

Aus obigen Ergebnissen kann festgestellt werden, dass zumindest bei denjenigen Arten, welche sicher autochthon sind, zwischen den beiden Seen eine relativ grosse Übereinstimmung vorhanden ist.

Am Burgäschisee liegt der prozentuale Anteil der Arten, welche wahrscheinlich oder sicher autochthon sind, generell etwas höher als am Inkwilersee, an welchem dementsprechend etwas mehr Arten ohne Fortpflanzungsaktivitäten festgestellt werden konnten.

Cordulia aenea, *Anax imperator*, *Libellula quadrimaculata*, *Aeshna grandis* und *Erythromma najas* weisen am Inkwilersee sowohl deutlich geringere Fortpflanzungsaktivitäten als auch Exuvienfunde auf. Dasselbe gilt für *Libellula fulva*, *Brachytron pratense* und *Ischnura elegans* am Burgäschisee. All diese Arten weisen an den betreffenden Seen auch geringere Abundanzen auf (vgl. Kap. 7).

STARK (1977) bezeichnet von einem Teich in der Steiermark/Österreich 21 von 40 festgestellten Arten als sicher autochthon (52,5 %).

WEGMÜLLER (1986) nennt von 19 Odonatenarten, die er 1984/85 am Lobsigensee bei Aarberg beobachtet hat, lediglich 36 % als sicher autochthon. Am Burgäschisee beträgt dieser Prozentsatz 64,9 % (24 Arten), am Inkwilersee 56,2 % (18 Arten). Dies unterstreicht die grosse Bedeutung der beiden Seen als Fortpflanzungsgewässer für Odonaten.

Die Tatsache, dass sich *Anax impe-*

rator, *Aeshna grandis* und auch *Cordulia aenea* im Inkwilersee sehr viel seltener erfolgreich fortpflanzen als im Burgäschisee, könnte, gemäss BEUTLER (1985), ebenfalls darin liegen, dass im Inkwilersee eine «struktureiche Submersvegetation» fehlt. Nach BEUTLER gewährleistet diese Schutz vor Zugriff durch Feinde und vermindert somit die intra- und interspezifische Konkurrenz unter den Libellenlarven. In den Gewässern mit vielseitig strukturierten Grund- und Tauchrasen koexistieren, nach BEUTLERs Experimenten, trotz des Vorkommens anderer Prädatoren, wie Fische und Amphibien, auch insgesamt die meisten Libellenlarven. Bei *Anax imperator* und auch bei *Libellula quadrimaculata* sprechen nach BEUTLER (1986) und CORBET (1957) alle Befunde für ein leichtes Übergewicht der Weibchen unter den Larven. Dies kann mit den vorliegenden Daten bestätigt werden. Obige Autoren deuten den Weibchenüberschuss als Selektionsvorteil. Die Ursache für das gefundene Ungleichgewicht zwischen den Geschlechtern ist in einer vom Normaltyp abweichenden genetischen Geschlechtsfixierung zu vermuten (BEUTLER, 1986). Möglicherweise bedingt auch die Heterogamie eine geringere Fitness und Überlebensrate männlicher Larven.

9. Phänologie

Für einige ausgewählte und meist häufig zu beobachtende Arten wurde das jahreszeitliche Auftreten an den beiden Seen in den Jahren 1988/89 notiert.

9.1. Methode

Zunächst wird die Schlüpfphänologie für Arten mit grossen Exuvienzahlen (*Cordulia aenea*, *Anax imperator*, *Orthetrum cancellatum*, *Libellula fulva*, *Libellula quadrimaculata* und *Sympetrum striolatum/vulgatum*) bestimmt.

Die zur Erfassung der Exuvien angewandte Methode wurde bereits in Kap. 8.3.1. beschrieben (hier finden sich auch die Erfassungsdaten).

Für die oben erwähnten Arten wird die jeweilige gesamte Anzahl Exuvien pro Untersuchungstag durch Ad-

dition der Werte in den einzelnen Probeflächen berechnet und zwischen den Seen verglichen. Da die gesamten Untersuchungsflächen zwischen den Seen nur um etwa 19 m² (= 2 %) differieren, wurden die Exuvienzahlen nicht auf Normflächen umgerechnet, sondern wurden in absoluter Form direkt verwendet. Hier sollen ja auch nicht in erster Linie die Anzahl gefundener Exuvien interessieren, sondern es sollen qualitative Vergleiche in der Schlüpfphänologie ausgewählter Arten zwischen den beiden Seen und zwischen 1988 und 1989 ermöglicht werden.

Zusätzlich zu den oben aufgelisteten, häufigen *Anisoptera*-Arten wurde das jahreszeitliche Auftreten von Imagines von drei häufigen *Zygoptera*-Arten (*Erythromma viridulum*, *Erythromma najas* und *Enallagma cyathigerum*) im Eiablagebereich registriert. Ich war dabei darauf bedacht, mindestens einmal in jeder der 34 Pentaden zwischen dem 15. Mai und dem 31. Oktober 1988 und 1989 in den Untersuchungsgebieten anwesend zu sein und die vorgefundenen Odonatenarten zu notieren, um so ein möglichst lückenloses Bild über deren Flugperiode zu erhalten. Dadurch sind aber nur qualitative Aussagen möglich.

Bei den folgenden Arten wurde schliesslich die totale, pro Pentade beobachtete Anzahl Paarungen und/oder Eiablagen festgehalten:

Enallagma cyathigerum, *Erythromma viridulum* und *E. najas*: Paarungen und Eiablagen am Burgäschisee- und Inkwilersee 1989

Cordulia aenea, *Orthetrum cancellatum*, *Libellula quadrimaculata* und *Sympetrum striolatum/vulgatum*: Paarungen und Eiablagen am Burgäschisee- und Inkwilersee 1988/89

Anax imperator: Eiablagen am Burgäschisee- und Inkwilersee 1988/89

Ischnura elegans und *Libellula fulva*: Paarungen am Burgäschisee- und Inkwilersee 1988/89

9.2. Ergebnisse bei ausgewählten Arten, Vergleiche

9.2.1. Schlüpfphänologie

Cordulia aenea: 1988 trat die Art am Inkwilersee fast überhaupt nicht in Erscheinung. Am Burgäschisee war zwischen dem 5. und 20. Mai die grösste Schlüpfaktivität feststellbar, danach nahm sie kontinuierlich ab. 1989 stieg am Burgäschisee die Zahl schlüpfender Exemplare während der oben erwähnten Zeitperiode stark an, Ende Mai konnten aber im Gegensatz zu 1988 noch einmal mehr Exuvien aufgesammelt werden als 10 Tage zuvor. Im Juni war dann erst eine kontinuierliche Abnahme der gefundenen Exuvien zu verzeichnen. Wie schon 1988 betrug auch 1989 die Zahl der Exuvien am Burgäschisee ein Mehrfaches derjenigen am Inkwilersee.

Anax imperator: Diese Art trat ebenfalls am Burgäschisee häufiger auf als am Inkwilersee, wo sie in beiden Jahren bereits in der zweiten Maihälfte den Höhepunkt der Schlüpfaktivität erreichte. Dies ganz im Gegensatz zum Burgäschisee, wo 1988 erst am 22. Juni am meisten Exuvien gefunden wurden. Ferner ist am Burgäschisee 1989 eine deutliche zeitliche Verschiebung der Schlüpfaktivitäten gegenüber dem Jahr zuvor erkennbar: *Anax imperator* trat hier erst am 5. Juli in den Untersuchungsflächen richtig in Erscheinung, erreichte dann bei der Aufsammlung vom 16. Juli ihren Höhepunkt und nahm gegen Ende Juli leicht ab.

Orthetrum cancellatum: Am Inkwilersee trat die Art 1988 bis mindestens in die erste Junidekade hinein nur spärlich auf. In der zweiten Junidekade erfolgte dann ein massenhaftes Schlüpfen. Von nun an nahm die Zahl aufgesammelter Exuvien kontinuierlich ab. 1989 erfolgte bereits in der dritten Maidekade der Schlüpfhöhepunkt. Im Juni und Juli konnten dann deutlich weniger Exuvien gesammelt werden. Am Burgäschisee zeigte sich ein recht unstabiles Bild: Die Art schlüpfte während einer relativ langen Zeitperiode. 1988 konnte bereits in der letzten Maidekade ein erster Höhepunkt verzeichnet werden, am meisten Individuen schlüpfen dann allerdings erst zwischen Mitte Juni und Mitte Juli. 1989 war die Situation ähnlich, doch nahm hier die

Zahl gefundener Exuvien bereits von Anfang Juni an (unregelmässig) ab, so dass der Schlüpfhöhepunkt, wie am Inkwilersee, bereits in der dritten Maidekade anzusiedeln war.

Libellula fulva: Während diese Art am Burgäschisee fast überhaupt nicht gefunden wurde, zeigen die Kurvenverläufe am Inkwilersee einen ausgesprochenen Massenschlüpfcharakter an: In beiden Jahren schlüpfen die weitaus meisten Individuen in der zweiten und dritten Maiwoche, danach nahmen die Exuvienfunde gleichmässig ab. 1989 schlüpfen am Inkwilersee deutlich mehr Tiere als 1988.

Libellula quadrimaculata: 1988 schlüpfen am Inkwilersee in der letzten Mai- und ersten Junidekade am meisten Exemplare. 1989 konnten die meisten Exuvien noch etwas früher im Jahr gefunden werden. Am Burgäschisee zeigen die Schlüpfkurven in beiden Jahren ein sehr ähnliches Bild: Schlüpfhöhepunkt waren die beiden ersten Junidekaden.

Sympetrum striolatum/vulgatum: Da diese beiden Arten anhand von Exuvienfunden nur sehr schwer voneinander zu unterscheiden sind, aber doch einen beträchtlichen Anteil an den im Sommer schlüpfenden Odonaten aufweisen, werden sie hier gemeinsam behandelt.

Auffallend sind hier zwei Sachverhalte: Erstens liegt in beiden Jahren der Höhepunkt der Schlüpfaktivitäten am Inkwilersee bereits in der ersten Julihälfte, am Burgäschisee dagegen erst in der zweiten, und zweitens konnten am Inkwilersee 1989 deutlich weniger, am Burgäschisee jedoch deutlich mehr Exuvien als im Jahr zuvor gefunden werden.

9.2.2. Flugzeiten 1988/89

Erythromma viridulum: Diese Art weist am Burgäschisee in beiden Jahren eine deutlich ausgedehntere Flugzeit als am Inkwilersee auf; so konnte *E. viridulum* am Burgäschisee sowohl 1988 als auch 1989 8 Pentaden länger beobachtet werden als am Inkwilersee.

Erythromma najas: *E. najas* fliegt im

Vergleich zur vorigen Art erstens deutlich früher im Jahr und ver- schwindet meist bereits etwa um Mit- te Juli, und zweitens ist die gesamte Flugperiode um einiges kürzer (so beträgt sie beispielsweise bei *E. viridulum* am Burgäschisee 1988 20 Pentaden, bei *E. najas* am Inkwilersee 1989 nur deren 14). Zwischen den beiden Seen und zwischen den Untersuchungsjahren lassen sich hier keine grossen Differenzen erkennen.

Enallagma cyathigerum: Wie schon bei *E. viridulum* fällt auch hier eine am Burgäschisee in beiden Jahren deutlich längere Flugperiode als am Inkwilersee auf. So konnte die Art beispielsweise am Burgäschisee 1989 in 18 Pentaden, am Inkwilersee im gleichen Jahr jedoch nur in deren 5 beobachtet werden. Die gesamte Flugzeit von *Enallagma* erstreckte sich 1989 am Burgäschisee fast über die gesamte Beobachtungsperiode!

Libellula quadrimaculata: Die gesamte Flugperiode dieser Art ist an beiden Seen ähnlich. Auch konnte sie in beiden Jahren in ungefähr gleich vielen Pentaden registriert werden. Während die ersten Imagines bereits Mitte Mai auftauchten, konnte man die letzten noch in der dritten Augustdekade feststellen. Ein Individuum konnte sogar noch Ende Oktober am Inkwilersee beobachtet werden. Am Burgäschisee wies die Art 1989 eine deutlich frühere Flugperiode als im Jahr zuvor auf (Vorverschiebung um etwa fünf Pentaden).

Orthetrum cancellatum: Die Hauptflugzeit von *O. cancellatum* begann generell etwas später als diejenige der vorigen Art (etwa in der 2. Juni- woche), dauerte aber auch etwas länger (bis in die erste September- woche). Zwischen den Seen und den Untersuchungsjahren lassen sich keine grossen Unterschiede erkennen, ausser, dass die Art am Burgäschisee jeweils in mehr Penta- den beobachtet werden konnte.

Cordulia aenea: Wie bereits bei *O. cancellatum* zeigt sich auch hier in beiden Jahren und an beiden Seen ein recht einheitliches Bild, doch weist *Cordulia* eine deutlich kürzere Flugzeit auf, welche meist nur etwa

15 Pentaden dauert (von Mitte Mai bis Ende Juli). 1989 bekam man die Art an beiden Seen deutlich häufiger zu Gesicht als zuvor (am Inkwilersee 1988 in nur 4 Pentaden, 1989 aber in 7; am Burgäschisee 1988 in nur 5, 1989 aber in 14 Pentaden!). Die gesamte Flugperiode erinnert an dieje- nige von *E. najas*.

Anax imperator: An beiden Seen war die Flugzeit 1989 ausgedehnter als 1988. Die Art konnte am Burgäsch- in mehr Pentaden als am Inkwilersee konstatiert werden.

Libellula fulva: Hier zeigt sich am Inkwilersee zwischen 1988 und 1989 ein ganz klarer Unterschied: Die gesamte Flugperiode war 1989 bedeu- tend länger (*Libellula fulva* konnte 1989 in 15 Pentaden, 1988 lediglich in deren 6 festgestellt werden). Am Burgäschisee offenbarten sich in dieser Hinsicht praktisch keine Diffe- renzen. Hier konnte die Art auch nur in 7 beziehungsweise 6 Pentaden beobachtet werden.

Sympetrum striolatum/vulgatum: Diese beiden Arten erschienen an beiden Seen 1988 merklich früher als im darauffolgenden Jahr. Am Inkwilersee konnten sie zudem in je 10 Pentaden, am Burgäschisee ledig- lich in 7 festgestellt werden.

9.2.3. Fortpflanzungsaktivitäten

Bei den nun folgenden Beschreibun- gen soll die Phänologie von Fort- pflanzungsaktivitäten (Paarungen/ Eiablagen) häufiger Arten mit den bei den betreffenden Arten festge- stellten Flugzeiten und Exuvienfun- den verglichen werden.

Erythromma viridulum: Fast alle Be- obachtungen von Paarungen und Eiablagen stammen vom Burgäsch- see, wo aber besonders 1989 von Pentade zu Pentade relativ grosse Schwankungen auftraten. Die gesamte Fortpflanzungsperiode deckte sich weitgehend mit der Flugperi- ode und umfasste am Burgäschisee 1989 17 Pentaden.

Erythromma najas: Am Inkwilersee konnten 1989 nur vereinzelt Paarun- gen und Eiablagen beobachtet wer- den. Wiederum stammt der überwie- gende Anteil vom Burgäschisee, wo

aber auch wieder beträchtliche Schwankungen innerhalb einer Flugperiode zu verzeichnen waren. Die gesamte Fortpflanzungsperiode war an beiden Seen auffallend kurz: sie betrug lediglich 9 Pentaden. Im Vergleich zur vorigen Art war auch die maximale Anzahl festgestellter Fortpflanzungsaktivitäten deutlich geringer.

Enallagma cyathigerum: Am Inkwilersee konnten bei dieser Art nur sehr wenige Fortpflanzungsaktivitäten festgestellt werden. Den Höhepunkt diesbezüglicher Aktivitäten erreichte die Art am Burgäschisee 1989 Ende Juni. Es konnten aber sogar noch bis Ende August vereinzelt Paarungen und Eiablagen registriert werden, was mit der am Burgäsch- see oben festgestellten, überaus langen Flugperiode von *Enallagma* übereinstimmt.

Ischnura elegans: Da die Weibchen dieser Art ihre Eier ohne männliche Begleitung einstechen (BELLMANN, 1987) und daher nur selten zu ent- decken sind, beschränke ich mich hier auf die Darstellung der Paarun- gen. Diese konnten wiederum wäh- rend einer sehr langen Zeitperiode beobachtet werden (22 Pentaden). Hier sind zwei Sachverhalte beme- rkenenswert: Erstens liegt der Schwer- punkt der Paarungstätigkeit am Inkwilersee ganz klar in der Zeit zwischen Ende Mai und Mitte Juni, und zweitens konnten am Burgäschisee während der gesamten Beobach- tungsperiode im Vergleich zum Inkwilersee nur wenige Paarungen no- tiert werden.

Libellula quadrimaculata: Während 1989 an beiden Seen die ersten Fort- pflanzungsaktivitäten bereits in der zweiten Beobachtungspentade fest- gestellt werden konnten, bekam ich im Jahr zuvor die ersten Paarungen und Eiablagen am Inkwilersee erst Mitte Juni, am Burgäschisee sogar erst Ende dieses Monats zu Gesicht. Diese Feststellungen stimmen aber nur am Inkwilersee mit den Exuvien- funden überein.

Orthetrum cancellatum: Diese häufi- ge Art konnte zwischen Mitte Juni und Mitte August regelmässig bei der Fortpflanzung beobachtet wer-

den. Möglicherweise lassen sich, zumindest 1988, zwei Haupt-Fortpflanzungszeiten herauslesen: Die eine in der letzten Juni- und ersten Juliwoche, die andere Ende Juli/Anfang August. Auch bei der Betrachtung der Schlüpfphänologie deutet sich dieser Sachverhalt am Burgäschisee 1988 an.

Cordulia aenea: Die grösste Anzahl Paarungen und Eiablagen konnten am Burgäschisee zwischen dem 25. und 29. Mai 1989 festgestellt werden. Wenn man bedenkt, dass die meisten Tiere etwa um die Mitte des Monats geschlüpft sind, so ergibt dies eine Reifezeit von nur etwa zwei Wochen. Die gesamte Fortpflanzungsperiode beträgt bei dieser Art lediglich etwa 8 Pentaden. Sie dauerte am Burgäschisee in beiden Jahren länger als am Inkwilersee, wo 1989 bereits ab Mitte Juni keine Paarungen und Eiablagen mehr gesehen wurden.

Anax imperator: Die 1989 gegenüber dem Vorjahr am Burgäschisee zeitlich verzögerten Schlüpfaktivitäten lassen sich aufgrund der vorliegenden Daten bei der Eiablage nicht mehr erkennen. – Immerhin lässt sich sagen, dass sich diese Art über eine ausgesprochen lange Periode hinweg fortpflanzte. Dies trifft insbesondere für den Burgäschisee zu, konnten doch hier noch in der zweiten Septemberhälfte Eiablagen konstatiert werden. Am Inkwilersee hörten die diesbezüglichen Aktivitäten bereits spätestens in der 1. Augustwoche auf.

Libellula fulva: Wie bei *Cordulia* betrug auch hier die gesamte Fortpflanzungsperiode nur 8 Pentaden. Aufgrund des beschriebenen «Massenschlüpfcharakters» dieser Art wird wiederum eine recht exakte Angabe über die Dauer der Reifezeit ermöglicht: Am 19. Mai 1989 konnten in den Probeflächen am Inkwilersee 148 frischgeschlüpfte Tiere gezählt werden. Die ersten Paarungen wurden zwischen dem 25. und 29. Mai registriert. Die Reifezeit dürfte demnach nur etwa 10 Tage gedauert haben. Bemerkenswert ist, dass am Burgäschisee 1988 nur eine, 1989 während der gesamten Beobachtungszeit keine einzige Paarung dieser Art beobachtet werden konnte.

Sympetrum striolatum/vulgatum: Der Höhepunkt der Fortpflanzung liegt bei diesen beiden Arten jeweils in der zweiten Septemberhälfte. Eine bei der Schlüpfphänologie festgehaltene zeitliche Differenz zwischen den beiden Seen ist hier nicht mehr erkennbar. Es fällt aber auf, dass nur 1989 noch im Oktober an beiden Seen Paarungen und Eiablagen dieser Arten notiert werden konnten.

9.3. Diskussion

CORBET (1954) teilt die Odonaten in «Frühlings-» und «Sommerarten» ein. Frühlingsarten sind, im Gegensatz zu Sommerarten, durch ein synchrones Schlüpfen, eine kurze Flugperiode und eine Diapause während des letzten Larvenstadiums gekennzeichnet.

PAULSON & JENNER (1971) stellen fest, dass der Grad einer synchronen Schlüpfperiode umgekehrt proportional zur Länge der Flugperiode ist. Nach diesen beiden Autoren existiert jedoch ein grosses Spektrum von Lebensstypen zwischen den oben geschilderten Extremen.

In meinen Untersuchungsgebieten können von den *Anisoptera* insbesondere *Cordulia aenea* und *Libellula fulva* als typische «Frühlings»-Arten bezeichnet werden. Bei diesen Arten bestätigt sich oben Gesagtes zumindest für denjenigen See, an welchem die jeweilige Art signifikant häufiger vorkommt:

Cordulia aenea schlüpfte am Burgäschisee in beiden Jahren weitgehend synchron, wobei aber 1989 deutlich mehr Individuen schlüpfen als 1988. Dies schlug sich dann auch in der Länge der Flugzeit und Fortpflanzungsperiode nieder, die zwar in beiden Jahren im Vergleich etwa zu *Anax imperator* kurz, aber 1989 doch deutlich länger als im Jahr zuvor war.

Analog ist die Situation bei *Libellula fulva* am Inkwilersee: In beiden Untersuchungs Jahren war ein weitgehend synchrones Schlüpfen der Population festzustellen, wobei wiederum 1989 deutlich mehr Exuvien gefunden werden konnten als im Jahr zuvor. Auch hier war denn die Flugzeit und Fortpflanzungsperiode 1989 deutlich länger als 1988.

Obige Feststellungen von CORBET (1954) und PAULSON & JENNER

(1971) sollten also dahingehend präzisiert werden, dass auch bei synchron schlüpfenden Arten die Länge der gesamten Flug- und Fortpflanzungsperiode durch die Anzahl geschlüpfter Individuen und wohl vor allem auch durch die Witterungsverhältnisse mitbestimmt werden. Nach Angaben der Aussenstation Oeschberg-Koppigen der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt lag die Sonnenscheindauer in der Region vor allem im Mai und, weniger deutlich, auch im Juni 1989 über dem langjährigen Mittel, 1988 jedoch darunter.

Orthemtrum cancellatum und *Libellula quadrimaculata* sind als Arten zu betrachten, welche nicht eindeutig einer der oben beschriebenen phänologischen Artengruppen zugeteilt werden können. Sie zeigen kein synchrones Schlüpfen und eine deutlich längere Flug- und Fortpflanzungsperiode als die oben erwähnten Arten.

Bei der typischen «Sommer»-Art *Anax imperator* manifestierte sich die grössere Anzahl schlüpfender Individuen am Burgäschisee in einer, im Vergleich zum Inkwilersee, verlängerten Flug- und Fortpflanzungsperiode. Diese Art zeigte kein synchrones Massenschlüpfen.

CONSIGLIO et al. (1971) weisen bei dieser Art ebenfalls auf eine lange Fortpflanzungsperiode hin (von Mitte Mai bis Ende September).

Auch *Erythromma viridulum* und *Enallagma cyathigerum* wiesen am Burgäschisee in beiden Jahren deutlich längere Flug- und Fortpflanzungsperioden als am Inkwilersee auf.

BENKE & BENKE (1975) stellen eine zeitliche Verzögerung der Schlüpfphänologie bei Arten, welche die gleiche ökologische Nische besetzen, fest. ISTOCK (1973) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass dominante Arten möglicherweise nicht alle Ressourcen optimal ausnützen und so etwas weniger häufigen Arten eine Koexistenz ermöglichen.

Eine zeitliche Verzögerung der Schlüpfphänologien der dominanten *Cordulia aenea*, *Libellula quadrimaculata* und *Orthemtrum cancellatum* (in dieser Reihenfolge) konnte am Burgäschisee nur 1988 festgestellt werden. 1989 überlappten sich

die Schlupfzeiten (infolge erhöhter Schlupfzahlen?) weitgehend. JOHANSSON (1978) erwähnt, dass eine zeitliche Trennung von Schlupf- und Fortpflanzungsperiode «zweifellos» wichtig sei für die Koexistenz nahe verwandter Arten. Dieses Phänomen ist nicht auf die Odonaten beschränkt, sondern wird auch bei den *Trichoptera* (z. B. HANNA, 1957) und *Hemiptera* (vgl. ISTOCK, 1973) erwähnt.

10. Habitatnutzung ausgewählter Arten

10.1. Verteilung an verschiedenen Seeuferabschnitten

Sowohl beim Vergleich der Artenspektren (Kap. 6) als auch bei der Betrachtung der Abundanzen (Kap. 7) und der Autochthoniestati (Kap. 8) hat sich, trotz zum Teil grosser Übereinstimmung zwischen den beiden Seen, dennoch gezeigt, dass gewisse Arten eindeutige Präferenzen nur für eines der beiden Untersuchungsgebiete zeigen.

In diesem Kapitel soll nun geprüft werden, ob diese Arten während der Reproduktionsphase ebenfalls Präferenzen innerhalb eines Untersuchungsgebietes für bestimmte Uferabschnitte zeigen, ob sich allenfalls diese Präferenzen an beiden Seen gleichermaßen feststellen lassen oder ob auch hierbei Unterschiede erkennbar sind. Aus allfälligen signifikanten Differenzen in der Nutzung verschiedener Uferbereiche kann, unter Berücksichtigung des Uferprofils (vgl. Kap. 4.2.), der Exposition und vor allem der Vegetation (vgl. dazu Kap. 5), auf für die betreffenden Arten besonders attraktive, beziehungsweise essentielle Parameter geschlossen werden.

10.1.1. Methoden

Mögliche Habitatspräferenzen an den Seen sollen für ausgewählte Arten einerseits anhand der Verteilung von Paarungen und Eiablagen und andererseits anhand derjenigen von Exuvienfunden festgestellt werden. Beim Spitzenfleck (*Libellula fulva*) soll der Einfluss von Besonnung und Vegetationsstruktur auf die Vertei-

lung von Männchen am See dargestellt werden.

Die Feldmethode zur Ermittlung von Fortpflanzungsaktivitäten an den beiden Seen wurde bereits in Kap. 8.2.1. beschrieben. Es wurde wieder darauf geachtet, dass pro Uferstrecke an allen Abschnitten etwa gleich viel Zeit aufgewendet wurde.

Die Ufer beider Seen wurden in verschiedene Abschnitte eingeteilt. Dabei wurde nach folgenden Kriterien vorgegangen:

1. Die gebildeten Uferabschnitte sollten vor allem in ihrer Vegetationszonierung und Sonnenexposition möglichst einheitlich und zwischen den beiden Seen vergleichbar sein.
2. Die gebildeten Probeflächen zur Registrierung von Exuvien sollten eindeutig den eingeteilten Uferabschnitten zugeordnet werden können, damit die aus den Fortpflanzungsaktivitäten resultierenden allfälligen Präferenzen für bestimmte Uferbereiche mit den aus den Exuvienerhebungen hervorgegangenen Habitatpräferenzen verglichen werden können.

Für jede der untersuchten Arten wurde die gesamte beobachtete Anzahl Paarungen beziehungsweise Eiablagen am betreffenden Uferabschnitt zwischen dem 15. Mai und dem 31. Oktober 1988 und/oder 1989 notiert und auf jeweils 50 m Uferlänge umgerechnet. Dies gewährleistet einen direkten Vergleich der Fortpflanzungsaktivitäten zwischen verschiedenen Uferabschnitten innerhalb und zwischen den Untersuchungsgebieten.

Um zu prüfen, ob bei einer Art tatsächlich signifikante Unterschiede in der durchschnittlichen Anzahl Paarungen und/oder Eiablagen pro Pentade zwischen den verschiedenen Uferbereichen vorliegen, wird wieder der *W-TEST* angewandt.

Die Arbeitshypothese lautet demnach: Der Mittelwert pro Pentade an einem Uferabschnitt unterscheidet sich signifikant von demjenigen am andern Uferabschnitt.

Der Test ist zweiseitig, die Sicherheitsschwelle α beträgt 5 %.

Die Testgrösse W lautet wiederum: $W = 2 R_{n1} - n1(n1+n2+1)$, wobei R_{n1}

= Summe der Ränge der Stichprobe des Umfangs $n1$

$n1$ = Umfang der Stichprobe $n1$

$n2$ = Umfang der Stichprobe $n2$

Entscheidung: Falls $IWI \geq W_{1-\alpha/2}$ ist, dann besteht Grund zur Annahme, dass sich der Mittelwert pro Pentade an einem Uferabschnitt signifikant von demjenigen am andern Uferabschnitt unterscheidet.

Im übrigen gelangen nur dann Daten von einer Pentade zur Auswertung, wenn in der betreffenden Pentade an irgendeinem Uferabschnitt mindestens eine Paarung beziehungsweise Eiablage der untersuchten Art registriert werden konnte.

Die innerhalb einer Pentade am betreffenden Uferabschnitt gezählten Paarungen beziehungsweise Eiablagen gehören zur gleichen Stichprobe.

Die Uferabschnitte weisen folgende Längen auf (in Klammern wird jeweils der Umrechnungsfaktor für eine Uferlänge von 50 Metern angegeben):

Am Burgäschisee:

Uferabschnitt	Länge
NW-Ufer	211 m (4,22)
W-Ufer	261 m (5,22)
SW-Ufer	278 m (5,56)
S-/SO-/O-Ufer	904 m (18,08)
N-/NO-Ufer	239 m (4,78)

Am Inkwilersee:

Uferabschnitt	Länge
NW-Ufer	221 m (4,42)
W-/SW-Ufer	481 m (9,62)
S-Ufer	258 m (5,16)
SO-/O-Ufer	174 m (3,48)
N-/NO-Ufer	395 m (7,90)

Das Süd-Ufer des Inkwilersees und das Südwest-Ufer des Burgäschisees werden hier direkt miteinander verglichen, da sich diese beiden Bereiche sowohl in der Exposition als auch besonders in der Ausprägung der vorgelagerten Schwimmbblattzone ähneln. Ebenso wurde am Burgäschisee das Süd-, Südost- und Ost-Ufer zusammengefasst und so ein Vergleich mit dem von der Vegetationszonierung her sehr ähnlich ausgestatteten Südost- und Ost-Ufer des Inkwilersees ermöglicht.

Grösse der Probeflächen, Bearbeitungsdaten und Methodik der Felderhebungen von Exuvien (und subadulten *Zygoptera*) wurden bereits in

Kap. 8.3.1. behandelt. Hier werden nun die gesamten, 1988 und 1989 in den verschiedenen Probeflächen aufgesammelten Exuvienbestände von einigen *Anisoptera*-Arten auf eine Fläche von 10 m² des betreffenden Uferabschnitts umgerechnet und wiederum untereinander, zwischen den Seen und mit der Verteilung der Fortpflanzungsaktivitäten (siehe oben) verglichen. Damit wird der Forderung von NORDWIJK (1978) Rechnung getragen, dass die Sammelergebnisse an den einzelnen Uferabschnitten nicht auf die gesamte Uferlänge extrapoliert werden sollen.

Die Exuvienhebungen wurden an beiden Seen 1988 und 1989 je neunmal durchgeführt. Zusammengefasst ergab dies demnach an beiden Seen je 18 Stichproben. Es werden aber nur dann Daten von Stichproben ausgewertet, wenn am betreffenden Untersuchungstag in mindestens einer Untersuchungsfläche mindestens eine Exuvie der untersuchten Art gefunden werden konnte.

Wenn sich aufgrund der Verteilungsmuster zwischen Nordwest- und West- beziehungsweise zwischen Nordwest- und Nord-Ufer signifikante Unterschiede in der durchschnittlichen Häufigkeit der Exuvien pro 10 m² Untersuchungsfläche ergeben könnten, wurde zur Überprüfung der Signifikanz wiederum der W-TEST angewandt. Dieser erweist sich besonders bei relativ kleinen Stichprobenumfängen als am zweckmässigsten (RIEDWYL, 1978). *Wenn tatsächlich ein signifikanter Unterschied zwischen Nordwest- und West- beziehungsweise zwischen Nordwest- und Nord-Ufer vorliegt, kann bei den meisten Arten auch auf signifikante Unterschiede zu den andern Uferbereichen geschlossen werden.*

Bei *Libellula fulva*, einer gesamt-schweizerisch bedrohten Art (MAIBACH & MEIER, 1987), die am Inkwilersee signifikant häufiger vorkommt als am Burgäschisee (vgl. Kap. 7) und sich an jenem auch signifikant häufiger fortpflanzt (vgl. Kap. 8), wurde die Hypothese geprüft, wonach Männchen am Ufer des Inkwilersees eine inhomogene Verteilung aufweisen, während der Fortpflanzungsperiode als Präferenzen für

bestimmte Uferbereiche (besonnte, windgeschützte Schilfzonen) zeigen. Schliesslich soll die Frage beantwortet werden, ob die am Burgäschisee beobachteten *Libellula fulva*-Männchen ebenfalls dieselben Habitatpräferenzen zeigen und wie diese bevorzugten Habitate am See im Vergleich zum Inkwilersee ausgeprägt sind.

Am Inkwilersee wurde dazu das Ufer in 8 Sektoren, welche jeweils eine möglichst einheitliche Vegetationszonierung und Sonneneexposition aufweisen sollten, eingeteilt. Diese Sektoren weisen folgende Grössen auf (in Klammern ist jeweils wieder der Umrechnungsfaktor für eine Uferlänge von 50 Metern angegeben):

- Sektor 1: 104,7 m (2,09),
am West-Ufer
- Sektor 2: 251,2 m (5,02),
am Nordwest-/Nord-Ufer
- Sektor 3: 179,1 m (3,58),
am Nord-Ufer
- Sektor 4: 100 m (2),
am Nordost-Ufer
- Sektor 5: 104,7 m (2,09),
am Ost-Ufer
- Sektor 6: 141,9 m (2,84),
am Ost-Ufer
- Sektor 7: 220,9 m (4,42),
am Süd-Ufer
- Sektor 8: 220,9 m (4,42),
am Südwest-Ufer

Während 13 Uferrundgängen zwischen dem 23. Mai und 11. August 1989 wurden sämtliche ansitzenden Männchen von *Libellula fulva* nach ihrer Sektorenzugehörigkeit registriert.

Mit dem W-TEST wurde geprüft, ob sich zwischen den Mittelwerten der Anzahl ansitzender Männchen in den verschiedenen Sektoren signifikante Unterschiede ergeben.

Ferner wurde notiert, ob sich das betreffende Exemplar im terrestrischen Bereich des Röhrichtgürtels, im aquatischen Bereich desselben, mitten im Erlenbruchwaldgürtel, zwischen Weg und demselben, zwischen See und Erlenbruchwaldgürtel, mitten im Weidengürtel, zwischen Weidengürtel und Weg oder schliesslich zwischen Weidengürtel und See aufhielt. Ebenfalls festgehalten wurden die zwischen 11 und 16 Uhr (= Hauptaktivitätszeit der

Männchen) sonnenbeschienebenen Vegetationszonen in den einzelnen Sektoren. Die am Inkwilersee so gewonnenen Daten werden mit dem Aufenthaltsort der wenigen *Libellula fulva*-Männchen am Burgäschisee und den dortigen Vegetations- und Besonnungsverhältnissen verglichen.

10.1.2. Seenvergleiche, Diskussion

10.1.2.1. Fortpflanzungsaktivitäten (Paarungen, Eiablagen)

Bei einigen Arten, bei denen in mindestens einem Monat signifikante Häufigkeitsunterschiede zwischen den beiden Seen festgestellt werden konnten (vgl. Kap. 7.2.3.), werden nun die quantitativen Verteilungen an verschiedenen Uferabschnitten diskutiert. Für Arten mit endophytischer Eiablage wird das (bevorzugte) Eiablagesubstrat erwähnt, da dieses für allenfalls unterschiedliche Häufigkeiten pro Uferabschnitt mit verantwortlich gemacht werden kann (vgl. BELLMANN, 1987).

Platycnemis pennipes:

Aus den Untersuchungen geht eine eindeutige Präferenz dieser Art für das S-/SO-/O-Ufer des Burgäschisees hervor. Allein am Ost-Ufer konnte, 1988 und 1989 zusammen gerechnet, eine Dichte von 2,9 Eiablagen pro 50 Meter Uferlinie berechnet werden. Als Eiablagesubstrat dienten etwa je zur Hälfte horizontal schwimmende, meist vorjährige *Carex*- und Schilfblätter oder -stengel. Nach SCHMIDT (1983) besiedeln *Platycnemis*-Larven dauernd oder länger den offenen Boden. Da das Ost-Ufer eine steil abfallende Uferhalde aufweist (vgl. Kap. 4) und grosse Teile des Seebodens in diesem Bereich aufgrund des kiesigen Untergrunds («Brandungsufer») vegetationslos sind, könnte postuliert werden, dass *Platycnemis* diese, für andere *Zygoptera*-Arten suboptimale Nische eingenommen hat und hier offenbar besonders konkurrenzfähig ist. Da diese Art auch an «trägen Flüssen und Kanälen» (MAIBACH & MEIER, 1987) vorkommt, könnte ferner darauf geschlossen werden, dass ihr offenbar erhöhter Sauerstoffbedarf an einem Brandungsufer eher befriedigt wird als an einem Verlandungsufer.

Enallagma cyathigerum:

Diese Art ist interessanterweise an allen Uferabschnitten ziemlich gleichmässig verteilt, mit Ausnahme des Burgäschisee-Westufers, an dem 1989 eine beträchtliche Dichte von 14 Paaren pro 50 Meter entlang des äusseren Röhrichtgürtelrandes notiert werden konnte.

Zu je etwa einem Drittel dienten submerse, vorjährige *Phragmites*-Stengel, *Nuphar*blätter und *Ceratophyllum* als Eiablegesubstrat. Die Art weist also eine diesbezüglich relativ breite Amplitude auf, was deren ziemlich gleichmässige Verteilung am See erklären könnte.

Erythromma viridulum:

Am Nordwest-Ufer des Burgäschisees konnten von dieser Art 1989 durchschnittlich 5,9 Eiablagen pro Pentade festgestellt werden, am Nord-Ufer waren es jedoch nur 0,4 und am West-Ufer lediglich 0,3. Trotzdem unterscheiden sich diese Mittelwerte nicht signifikant voneinander. Der Grund dafür liegt vor allem in der relativ grossen Anzahl Pentaden, in welchen überhaupt keine Eiablage beobachtet werden konnten (am NW-Ufer in 9 von 17; am W-Ufer sogar in 13 von 17).

Im Gegensatz zur vorigen Art besteht bei *Erythromma viridulum* das Eiablegesubstrat fast zu hundert Prozent aus *Ceratophyllum*.

Erythromma najas:

Am Burgäschisee lassen sich 1989 besonders bei den Eiablagen deutliche Präferenzen für drei Uferabschnitte erkennen: Zur Fortpflanzung werden bevorzugt das Nordwest- (Pentadenmittel 0,9 Eiabl./50 m) und das Nord-Ufer (Pentadenmittel 1 Eiabl./50 m) sowie, in etwas geringerer Masse, das Südwest-Ufer aufgesucht. Es ergeben sich jedoch, aus denselben Gründen wie bei *Erythromma viridulum*, keine signifikanten Unterschiede zum West-Ufer. Das Pentadenmittel wurde an allen Uferabschnitten aus den Daten von jeweils 9 Pentaden berechnet.

Erythromma najas stach seine Eier am Inkwilersee zu hundert Prozent in *Nuphar* ein, am Burgäschisee etwa zu achtzig Prozent und den Rest in *Ceratophyllum*.

Anax imperator:

Während am Inkwilersee die Vertei-

lung der 1989 festgestellten Eiablagen an allen Uferabschnitten ungefähr gleich ist, zeigt die Art am Burgäschisee 1989 eine besondere Präferenz für das Nordwest-Ufer, an welchem ein Pentadenmittel von 0,5 Eiablagen pro 50 Meter Uferlinie ermittelt wurde. Der Unterschied zum West-Ufer liegt knapp oberhalb der Signifikanzschwelle von $p = 5\%$ (W-TEST).

Als Eiablegesubstrat diente am Inkwilersee wiederum fast zu hundert Prozent *Nuphar*. Am Burgäschisee wurden die Eier je etwa zur Hälfte in *Nuphar* und *Ceratophyllum* eingestochen.

Cordulia aenea:

Das Nordwest-Ufer des Burgäschisees war offensichtlich auch für *Cordulia* wesentlich attraktiver als die andern Uferbereiche: Bei der Anzahl Paarungen/50 m Uferlänge ergaben die Untersuchungen für das Nordwest-Ufer ein Pentadenmittel von 0,6, für das West-Ufer aber lediglich 0,02 und für das Nord-Ufer 0,05. Ähnlich verhält es sich bei den Eiablagen: Hier beträgt das Pentadenmittel pro 50 Meter am Nordwest-Ufer 0,3, am West-Ufer gar 0 und am Nord-Ufer 0,02.

Dennoch konnte (ganz knapp) kein signifikanter Unterschied zwischen diesen Uferbereichen festgestellt werden, vor allem wiederum deshalb nicht, weil am Nordwest-Ufer sowohl bei den Paarungen als auch bei den Eiablagen in vier von neun Pentaden keine Fortpflanzungsaktivitäten am See beobachtet werden konnten. Am Inkwilersee sind die Werte generell sehr tief und relativ ausgeglichen.

Libellula fulva:

Untersucht wurde hier nur die Verteilung von Paarungen an beiden Seen in den Jahren 1988/89, da Eiablagen nur äusserst selten beobachtet werden konnten.

Aus den vorliegenden Angaben lassen sich keine signifikanten Unterschiede in der Habitatwahl erkennen (vgl. aber Kap. 10.1.2.3.).

Libellula quadrimaculata:

Am Burgäschisee unterschied sich 1989 die durchschnittliche Anzahl Paarungen pro Pentade und 50 Meter Uferlänge am Nordwest-Ufer (0,3) signifikant von derjenigen am

West- (0) beziehungsweise am Nord-Ufer (0,07). Die Testgrösse beträgt im einen Fall (Vergleich NW mit W-Ufer) 216, im andern 158, ist also deutlich grösser als das Quantil der modifizierten WILCOXON-Testgrösse $W_{0,975} = 86$, bei einem Stichprobenumfang von jeweils 14.

Ebenso konnte bei den Eiablagen zwischen dem Nordwest- und West-Ufer ein signifikanter Unterschied konstatiert werden: Hier übersteigt die Testgrösse mit 139 ebenfalls deutlich das vorgegebene Quantil von 115. Die Stichprobenumfänge, das heisst die Anzahl Pentaden, in welchen Fortpflanzungsaktivitäten beobachtet wurden, beträgt an beiden Ufern 17.

Orthetrum cancellatum:

Am Burgäschisee betrug das Pentadenmittel 1988 und 1989 am Nordwest-Ufer zusammen 0,26 Paarungen pro 50 Meter Uferlinie, am West-Ufer jedoch nur 0,03 und am Nord-Ufer 0,16. Es ergaben sich jedoch keine signifikanten Unterschiede, obwohl sich auch hier eine Präferenz für das Nordwest-Ufer andeutet.

Am Inkwilersee ist bei den Eiablagen das Pentadenmittel am Nordwest-Ufer (0,21) signifikant höher als am West- (0,02) und am Nord-Ufer (0,007). Die mit dem W-Test berechnete Testgrösse beträgt im ersten Fall 121, im zweiten 137. Beide Werte sind grösser als das entsprechende Quantil (115).

Aeshna mixta / Sympetrum striolatum/vulgatum:

Bei diesen drei Arten lassen sich keine signifikanten Unterschiede in der Nutzung der Uferabschnitte erkennen. Bei *S. striolatum/vulgatum* fällt einzig auf, dass das S-/SO-Ufer für Fortpflanzungsaktivitäten am Inkwilersee offenbar häufiger aufgesucht wird als am Burgäschisee. Am Inkwilersee bildet *Phragmites* für *Aeshna mixta* zu hundert Prozent das Eiablegesubstrat. Dies trifft im übrigen auch auf *Brachytron pratense* zu.

10.1.2.2. Exuvien

Anax imperator:

Am Inkwilersee trat die Art an allen Uferabschnitten in geringer Dichte auf. Am Burgäschisee sind zwei

Sachverhalte von Interesse: Zum einen ergeben sich grosse Dichteunterschiede zwischen 1988 und 1989 am West- und Südwest-Ufer, und zweitens konnten insbesondere am S-/SO-Ufer fast keine Exuvien gefunden werden. Der Mittelwert beträgt am Nordwest-Ufer 1988/89 0,17 Exuvien/10 m², am West-Ufer 0,10 und am Nord-Ufer lediglich 0,08. Es liegen keine signifikanten Unterschiede zwischen diesen Uferbereichen vor.

Cordulia aenea:

Das sich am Burgäschisee bereits 1988 abzeichnende Verteilungsmuster trat 1989 in verstärktem Mass zutage: Der errechnete Mittelwert beträgt am Nordwest-Ufer 2,66, gefolgt vom Nord-Ufer mit 1,08 und vom West-Ufer mit 0,52 Exuvien/10 m² (bei 17 Stichproben). Mit dem W-TEST lässt sich nachweisen, dass am Nordwestufer signifikant mehr Exuvien/10 m² gefunden wurden als am West-Ufer (W = 167). Ebenso ergeben sich signifikante Unterschiede zum Nord-Ufer (W = 117). Wenn man nun sämtliche Exuvienfunde von *Cordulia* am NW-Ufer des Burgäschisees auf eine Fläche von nur einem Quadratmeter umrechnet, so ergibt dies 1988 etwa 1 Exuvie/m², 1989 etwa 3,5 pro m². BENKE & BENKE (1975) berechneten ähnliche Werte für *Ladona deplanata* (0,8–2/m²) und für *Epiptera* spp. (2,2–2,5/m²).

Libellula fulva:

Die Exuviendichte von *Libellula fulva* übersteigt am Inkwiliersee 1989 besonders am Nordwest- und Nord-Ufer diejenige von 1988 um ein Mehrfaches. Am Nordwest-Ufer betrug 1988 und 1989 zusammen die durchschnittliche Dichte 0,66, am West-Ufer 0,2 und am Nord-Ufer 0,33 Exuvien/10 m². – Signifikanz lässt sich hier allerdings keine feststellen, da die Testgrösse W im einen Fall mit 53 und im andern mit 65 unter das vorgegebene Quantil von 79 (bei Stichprobenumfängen von jeweils 13) zu liegen kommt.

Libellula quadrimaculata:

Am Inkwiliersee dürften sich aufgrund relativ geringer Exuviendichten keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Uferab-

schnitten ergeben. Deshalb wird hier nur der Frage nachgegangen, ob die am Nordwest-Ufer des Burgäschisees 1988/89 resultierende mittlere Exuviendichte von 0,38 Exemplaren/10 m² signifikant von derjenigen am West- (0,09) und am Nord-Ufer (0,13) unterscheidet. Tatsächlich besteht ein signifikanter Unterschied zwischen Nordwest- und West-Ufer (W = 114, n = 16), nicht aber zwischen Nordwest- und Nord-Ufer (W = 86, n = 16). Ähnlich wie bei *Anax* konnten auch hier am S-/SO- und auch am Ost-Ufer in beiden Jahren und an beiden Seen überhaupt keine Exuvien gefunden werden!

Orthetrum cancellatum:

Wie schon bei den Fortpflanzungsaktivitäten fällt auch bei den Exuvienfunden auf, dass diese Art in beiden Jahren, an beiden Seen und an allen Uferabschnitten vertreten ist. Am Inkwiliersee beträgt der Mittelwert aufgesammlter Exuvien pro 10 m² am Nordwest-Ufer 0,19, gefolgt vom Nord-Ufer mit 0,15 und vom West-Ufer mit 0,07. Signifikante Unterschiede liegen zwischen diesen Uferbereichen keine vor. Am Burgäschisee konnte 1988/89 ebenfalls am Nordwest-Ufer die höchste durchschnittliche Dichte mit 0,26 Exuvien/10 m² festgehalten werden. Die Unterschiede zum West-Ufer (mit 0,11) und zum Nord-Ufer (mit 0,22 Exuvien/10 m²) sind aber ebenfalls nicht signifikant.

Sympetrum striolatum/vulgatum:

Auf signifikante Unterschiede hin überprüft werden hier die durchschnittlichen Exuviendichten am Nordwest-, Nord- und West-Ufer des Inkwiliersees 1988/89. Die Mittelwerte betragen am Nordwest-Ufer 0,12, am West-Ufer 0,07 und am Nord-Ufer 0,06 Exuvien/10 m². Mit dem W-TEST lassen sich aber keine signifikanten Differenzen berechnen. Am Südost- und Ost-Ufer wurden deutlich weniger Exuvien gefunden.

BUSKIRK & SHERMAN (1985) weisen auf einen möglichen Zusammenhang zwischen der Larvenökologie und der Wahl der Eiablageplätze hin, indem sie aufgrund bekannter ökologischer Ansprüche von Larven adäquate Muster von verschie-

denen Eiablageverhalten (rein theoretisch) vorschlugen, welche mit den tatsächlich beobachteten Verhalten dann auch übereinstimmten. Daraus wird unter anderem postuliert, dass die Wahl der Eiablageplätze den Ansprüchen der Larven entspreche. Obige Untersuchungen zeigen, dass bei *Libellula quadrimaculata* am Nordwest-Ufer des Burgäschisees statistisch signifikant mehr Exuvien gesammelt und auch Fortpflanzungsaktivitäten festgestellt werden konnten als am West-Ufer.

Bei *Cordulia aenea* konnte anhand von Exuvienfunden dieselbe signifikante Präferenz für das Nordwest-Ufer des Burgäschisees konstatiert werden.

Wie *Orthetrum cancellatum* beweist, übt offenbar auch das Nordwest-Ufer des Inkwiliersees eine besondere Attraktivität aus, konnten doch hier ebenfalls statistisch signifikant mehr Eiablagen als an den übrigen Uferabschnitten gefunden werden. SCHMIDT (1986) weist darauf hin, dass vegetationsfreie Uferbereiche (wie beispielsweise das Burgäschisee-Südost-Ufer) «subbenthonische» Libellenlarven (vor allem von *Orthetrum cancellatum*) begünstigen. Dies kann mit den vorliegenden Ergebnissen nicht bestätigt werden. Nach KEAST & HARKER (1977) finden sich in einem stehenden Gewässer 80–90 % der gesamten Biomasse bis in eine Tiefe von 2,5 m entlang der Ufer.

THORP & DIGGINS (1982) fanden die grösste Diversität und Dichte bei Odonaten in einer Tiefe von ≤ 1 m. *Die Nord- und Nordwest-Ufer beider Seen können als typische flache Verlandungsufer bezeichnet werden, welche offenbar zahlreiche Mikro-Habitate (Refugialräume) aufweisen und deshalb ein Nebeneinander verschiedener Arten in grosser Abundanz ermöglichen* (vgl. Kap. 4).

10.1.2.3. Fortpflanzungsaktivitäten in Abhängigkeit von Besonnung und Vegetationsstruktur (am Beispiel von *Libellula fulva*)

Hier sollen die Fortpflanzungsaktivitäten von *Libellula fulva* in verschiedenen Ufersektoren am Inkwiliersee mit-

einander verglichen werden. Die Daten wurden jeweils auf 50 Meter Uferlänge umgerechnet. Die Testgrösse W, das Quantil der modifizierten WILCOXON-Testgrösse, beträgt bei 13 Stichproben 79. Die berechneten W-Werte sind unten angegeben.

- Vergleich der Sektoren 2 und 5:
W = 117
- Vergleich der Sektoren 4 und 5:
W = 107
- Vergleich der Sektoren 8 und 5:
W = 91
- Vergleich der Sektoren 2 und 5:
W = 81

Der jeweils zuerst genannte Sektor weist eine signifikant grössere Dichte von *L. fulva* als der zweite auf.

Libellula fulva weist am Inkwilersee 1989 folgende durchschnittlichen prozentualen Anteile in den einzelnen Vegetationszonen auf (alle Sektoren berücksichtigt, n = 629):

- Im terrestrischen Bereich des Röhrichtgürtels: 35,77 %
- Zwischen Erlenbruchwaldgürtel und See: 27,98 %
- Zwischen Erlenbruchwaldgürtel und Uferweg: 16,69 %
- Im aquatischen Bereich des Röhrichtgürtels: 9,54 %
- Zwischen Weidengürtel und See: 5,09 %
- Zwischen Weidengürtel und Uferweg: 3,66 %
- Im Erlenbruchwaldgürtel: 0,96 %
- Im Weidengürtel: 0,32 %

Im Sektor 3 (am Nord-Ufer), wo sowohl Weidengürtel als auch Erlenbruchwald praktisch fehlen, konnten 61,29 % der Männchen im terrestrischen Bereich des Röhrichtgürtels festgestellt werden (dies, obwohl von Ende Juni an diese Vegetationszone infolge hohen Schilfwuchses nicht überall einsehbar war). Im aquatischen Bereich hielten sich lediglich 18,28 % auf.

Im Sektor 6 (am Ost-Ufer) dagegen, wo der Erlenbruchwaldgürtel den terrestrischen Bereich beschattet, wichen die meisten Männchen offenbar seewärts aus, so dass hier zwischen Erlenbruchwaldgürtel und offener Wasserfläche 47,37 % aller Männchen registriert wurden.

Auf der Seeseite des Erlen-

bruchwald- und auch des Weidengürtels fanden sich insbesondere im Sektor 4, 6 und 8 gut ausgeprägte Röhrichtzonen, welche von den *Libellula-fulva*-Männchen in recht grosser Zahl aufgesucht wurden. Würde man diese Individuen auch noch zu denjenigen des «aquatischen Bereichs des Röhrichtgürtels» zählen, so ergäbe dies für diese Zone einen mittleren prozentualen Anteil von 37,52 % aller festgestellten Männchen.

Um die Bedeutung des «aquatischen Bereichs des Röhrichtgürtels» für *Libellula fulva* zu zeigen, werden die prozentualen Anteile der Männchen in dieser Zone mit denjenigen in der Zone zwischen Weg und Erlenbruchwald/Weidengürtel (Angaben in Klammern) in den einzelnen Sektoren verglichen.

Sektor 1:	46,87 %	(18,75 %)
Sektor 2:	42,67 %	(10,67 %)
Sektor 3:	30,11 %	(8,61 %)
Sektor 4:	49,5 %	(13,86 %)
Sektor 5:	30,77 %	(0 %)
Sektor 6:	59,65 %	(12,28 %)
Sektor 7:	25 %	(75 %)
Sektor 8:	45,8 %	(29 %)

Im Sektor 7, also am Süd-Ufer, konnte, im Gegensatz zu den übrigen Uferabschnitten, der mit Abstand grösste prozentuale Anteil der *Libellula-fulva*-Männchen am Wegrand beobachtet werden. Dieser Bereich war denn auch als einziger in diesem Sektor von 11 bis 16 Uhr besonnt. Der eigentliche Eiablegebereich, der Uferstreifen zwischen Erlenbruchwaldgürtel und Schwimblattzone, war grösstenteils beschattet und wurde demzufolge auch nur von 25 % der festgestellten Männchen aufgesucht. Nur wenig höher liegt der Anteil in Sektor 5 (bei 30,77 %). Da hier aber im Gegensatz zu Sektor 7 während der Hauptflugzeit der Männchen überhaupt keine besonnte Zone vorhanden war, musste hier die insgesamt geringste von *Libellula fulva* am Inkwilersee festgestellt werden.

Am Burgäschisee konnten zwischen dem 2. Juni und 16. Juli 1989 insgesamt lediglich 15 Individuen beobachtet werden (maximal 5 Männchen am 25. Juni). Dies sind nur gerade 2,38 % der am Inkwilersee 1989 beobachteten Männchen (bei

den Exuvien beträgt dieser Anteil gar nur 1,3 %)! 12 Beobachtungen ansitzender Männchen gelangen am Nordwest-Ufer im Röhrichtgürtel bei der Einmündung des Kanals. Je ein Exemplar konnte in einem besonnten Schilffeld am West- und am Nord-Ufer und eines bei der Seebachmündung beobachtet werden. Es kann also eine Konzentration der wenigen *Libellula-fulva*-Männchen am Nordwest-Ufer, welches noch heute den am besten ausgeprägten und am längsten besonnten Schilfgürtel aufweist, konstatiert werden.

Von der Exposition her ist dieser Uferbereich mit demjenigen in Sektor 2 am Inkwilersee vergleichbar, in welchem 1989 im aquatischen Bereich des Röhrichtgürtels ebenfalls ein recht hoher prozentualer Anteil von 42,67 % von *Libellula-fulva*-Männchen festgestellt werden konnte.

THOMES (1987) stellte an einem norddeutschen Tieflandbach ebenfalls fest, dass diese Anisoptere besonnte Zonen bevorzugt. Die Autorin verweist auf eine negative Korrelation zwischen Beschattung der untersuchten Zonen und der Häufigkeit von *Libellula-fulva*-Männchen. Die Beobachtung von THOMES, wonach die Männchen emerse Vegetationsstrukturen als Sitzplätze zwingend benötigen, kann bestätigt werden.

Der in Kap. 5 geschilderte Mangel an besonnten Schilfzonen am Burgäschisee dürfte also der Hauptgrund für die hier im Vergleich zum Inkwilersee sehr geringe Individuendichte von Libellula fulva sein. Die Art kann am Burgäschisee nur dann langfristig überleben, wenn die Licht- und Wasserverhältnisse so verändert werden, dass die Konkurrenzkraft des Schilfes gegenüber dem Weidengürtel und dem Erlenbruchwald massiv verbessert wird.

10.2. Nutzung von weiteren potentiellen Habitaten

10.2.1. Methode

An den bedeutenden Zu- und Abflüssen beider Seen wurden 1989 Probenflächen folgender Grösse gebildet und bearbeitet (in Klammern wird der jeweilige Umrechnungsfaktor auf eine Fläche von 50 m² angegeben):

Am Inkwilersee:

- Ausfluss am Ost-Ufer:
30x7 m (4,2)
- Zufluss am West-Ufer:
62x7,5 m (9,3)
- Zufluss am Südwest-Ufer:
26x5 m (2,6)

Als weiteres, potentiell Odonatenhabitat wurde zusätzlich ein Streifen von etwa 3 m Breite am äusseren Rand des Rohrkolbenröhrichts am Weiher im «Moos» bearbeitet. Die Probeflächengrösse beträgt hier etwa 410 m² (8,2).

Die Bearbeitung der Probeflächen erfolgte 1989 an folgenden Tagen: 17.5., 26.5., 18.6., 19.7., 25.7., 21.8., 30.8. und am 18.9.

Am Burgäschisee:

- Zufluss am Nordwest-Ufer:
63x5,5 m (6,93)
- Zufluss am West-Ufer:
55x6 m (6,6)
- Zufluss am Südwest-Ufer:
60x6 m (7,2)
- Seebach (Ausfluss am Nord-Ufer):
46x9 m (8,28)

Hier erfolgte die Bearbeitung 1989 am: 19.5., 27.5., 19.6., 18.7., 26.7., 19.8., 31.8. und am 17.9.

Bei der Auswahl der Untersuchungstage wurde insbesondere darauf geachtet, dass die Witterungsbedingungen für die Odonaten günstig waren (Sonnenschein, Windstille, Temperatur mind. 22 °C), wodurch eine Vergleichbarkeit innerhalb und zwischen den Untersuchungsgebieten gewährleistet werden kann.

Sowohl am Inkwiler- als auch am Burgäschisee wurden an einem Untersuchungstag jeweils nacheinander alle Probeflächen bearbeitet.

In jeder dieser Flächen wurde immer eine halbe Stunde lang mit Hilfe eines Schmetterlingsnetzes eine möglichst grosse Zahl von *Zygoptera* gefangen, mit einem wasserunlöslichen Filzstift an einem Flügel markiert und anschliessend wieder freigelassen (Fangtechnik und Behandlung der Tiere wie bei PARR, 1976). Erneut gefangene *Zygoptera*, welche am gleichen Untersuchungstag und in der gleichen Probefläche be-

reits markiert worden waren, wurden ohne Protokolleintrag wieder freigelassen, da eine Populationsschätzung mittels Fang-Wiederaufnahme-Methode wegen der generell sehr geringen Zahl der Wiederfänge leider nicht möglich war.

Die *Anisoptera*-Arten traten in den Probeflächen in so geringer Zahl auf, dass ihre Abundanzen ohne Fang ermittelt werden konnten.

Ziel der Untersuchungen war hier denn auch lediglich, die Frage zu beantworten, ob weitere potentielle Odonaten-Habitats in der Umgebung der Seen tatsächlich auch eine Bedeutung als Odonaten-Fortpflanzungsgewässer haben und wenn ja, für welche Arten. Ferner soll geprüft werden, ob sich die durchschnittlichen Artenzahlen zwischen den einzelnen Habitats im betreffenden Untersuchungsgebiet signifikant voneinander unterscheiden und ob sogar «Rote-Liste»-Arten hier vorkommen. Schliesslich soll mit Hilfe eines W-TESTES bei einigen häufigen *Zygoptera*-Arten, welche Fortpflanzungsaktivitäten in mindestens einem der hier untersuchten Habitats zeigten, geprüft werden, ob signifikante Unterschiede zwischen den durchschnittlichen Häufigkeiten gefangener und markierter Odonaten zwischen den einzelnen Probeflächen vorliegen.

10.2.2. Ergebnisse

Bei den folgenden Arten konnten Fortpflanzungsaktivitäten in den unten aufgeführten Habitats festgestellt werden («P» = Paarungen; «E» = Eiablagen):

Am Inkwilersee:

- Ausfluss am Ost-Ufer (8 Arten):
Pyrrhosoma nymphula (P), *Ischnura elegans* (P), *Coenagrion puella* (P), *Coenagrion pulchellum* (P), *Brachytriton pratense* (E), *Libellula fulva* (P sowie 4 Exuvien am 26.5.), *Libellula quadrimaculata* (E) und *Sympetrum striolatum* (P/E).

- Zufluss am West-Ufer (3 Arten):
Chalcolestes viridis (P), *Ischnura elegans* (P) und *Coenagrion puella* (P).

- Zufluss am Südwest-Ufer (2 Arten):

Orthetrum cancellatum (P) und *Sympetrum striolatum* (P).

- Weiher im «Moos» (7 Arten, unter Einbezug der Arten über der Flachwasserzone):

Coenagrion puella (P), *Coenagrion pulchellum* (P), *Ischnura elegans* (P), *Erythromma viridulum* (P/E), *Anax imperator* (E), *Libellula quadrimaculata* (P) und *Sympetrum vulgatum* (P).

Am Burgäschisee:

- Zufluss am Nordwest-Ufer (3 Arten):

Enallagma cyathigerum (P), *Ischnura elegans* (P) und *Orthetrum brunneum* (P/E).

- Zufluss am West-Ufer (2 Arten):

Chalcolestes viridis (P) und *Sympetrum striolatum* (P/E).

- Zufluss am Südwest-Ufer (3 Arten):

Ischnura elegans (P), *Aeshna cyanea* (E) und *Sympetrum striolatum* (E).

- Seebach (1 Art):

Sympetrum striolatum (E).

Von den «Rote Liste»-Arten waren am Inkwilersee in den oben erwähnten potentiellen Odonaten-Habitats folgende Art(en) sicher (3) beziehungsweise wahrscheinlich (2) autochthon:

- *Brachytriton pratense* am Seeausfluss (2)

- *Libellula fulva* ebenfalls am Seeausfluss (3)

- *Erythromma viridulum* am Weiher im «Moos» (2)

Am Burgäschisee ist dies einzig

- *Orthetrum brunneum* am Nordwest-Zufluss (2).

Von diesen hier genannten Arten ist einzig *Orthetrum brunneum* ausschliesslich auf dieses weitere Habitatangebot angewiesen. Es muss allerdings festgehalten werden, dass trotz genauer Untersuchung keine Exuvien von dieser Art gefunden werden konnten. Eine sichere

Autochthonie ist also nicht gegeben. In beiden Untersuchungsgebieten ergaben sich keine signifikanten Unterschiede in der Artenzahl zwischen den verschiedenen Probeflächen.

Da nur *Ischnura elegans* in fast allen Stichproben vorkam, werden einzig bei dieser Art die Mittelwerte der Abundanzen pro 50 m² Probefläche zwischen den hier untersuchten Odonatenhabitaten auf signifikante Unterschiede hin geprüft.

Zwischen den folgenden Probeflächen konnten tatsächlich signifikante Unterschiede festgestellt werden (*W-TEST*, in Klammern ist wiederum die modifizierte WILCOXON-Testgrösse angegeben, das vorgegebene Quantil beträgt überall 38, das erstgenannte Gewässer weist jeweils eine signifikant grössere Abundanz auf als das zweite):

Am Burgäschisee:

- Zwischen Nordwest- und West-Zufluss (47)
- Zwischen Südwest- und West-Zufluss (43)
- Zwischen Seebach und West-Zufluss (45)

Am Inkwilersee:

- Zwischen Ausfluss und West-Zufluss (44)

10.2.3. Diskussion

Nach KIKILLUS & WEITZEL (1981) bildet sich an Fließwassersystemen, welche durch menschliche Eingriffe (Ausräumung, Entschlammung usw.) geprägt sind, eine «Odonatenrestfauna» aus, die durch das Fehlen rheophiler Arten gekennzeichnet ist.

Nach STATZNER (1979) verkräuteten an einem Wiesenbach infolge einer Entschlammung weite Bereiche, was eine starke Erhöhung von Abundanzen euryöker Arten (*Ischnura elegans* und *Coenagrion pulchellum*) zur Folge hatte.

DONATH (1980) stellte demgegenüber an Meliorationsgräben in der Niederlausitz (DDR) insgesamt 30 Arten fest, wovon nur 6 als Gäste zu betrachten waren. Bei extremer Verschmutzung (Saprobienstufe IV) fehlten sämtliche Arten. Bei Saprobienstufe III können, gemäss DO-

NATH, *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella* und *Sympetrum vulgatum* angetroffen werden.

Tiefe Gräben, wie der West-Zufluss des Burgäschisees, sind wegen des kalten Wassers ungünstig (DONATH, 1980).

Orthetrum brunneum wird von PETERS (briefl.) als eine Art bezeichnet, die in den letzten Jahren bisweilen als Erstbesiedler von frischen Gräben aufgetreten ist. Als einziger Entwässerungsgraben weist der Zufluss am Nordwest-Ufer des Burgäschisees einen «Pioniercharakter» (vegetationslos) auf, der dieser mediterranen Art, die sich insbesondere in Flachwassertümpeln in Kiesgruben entwickelt (MAIBACH & MEIER, 1987), offenbar zusagt. In diesem Kanal wurden im Hochsommer 1989 auch sehr hohe Wassertemperaturen gemessen (bis 28 °C).

Der Ausfluss am Inkwilersee übt vermutlich wegen seines Schilfbestandes (vgl. Kap. 5) eine gewisse Attraktion auf *Brachytron* und *Libellula fulva* aus. Dasselbe dürfte wohl auch für die *Nymphoides*-Bestände im Weiher im «Moos» für *Erythromma viridulum* gelten, die als Eiablagesubstrat mangels geeigneter submerser Vegetation im angrenzenden See von grosser Bedeutung für die Arterhaltung sein dürften.

Bei den übrigen potentiellen Libellen-Entwicklungsgewässern in der näheren Umgebung der beiden Seen konnte demgegenüber keine besondere Bedeutung für die Erhaltung gefährdeter Libellenarten festgestellt werden.

11. Faunistische Beobachtungen anderer Tiergruppen

11.1. Geradflügler

Diese Insektengruppe ist sowohl am Burgäschisee als auch am Inkwilersee gut erforscht.

Vom Burgäschiseegebiet liegen wertvolle Angaben früherer Autoren vor:

Hier hat 1919 Paul BORN, Herzogenbuchsee (in FRUHSTORFER, 1921) «eine ungemein reiche Fauna der Sumpfwiesen erschlossen».

Ferner steht vom gleichen Untersuchungsgebiet («Chlepfibeerimoos» - Burgäschisee und nähere Umgebung) ein Heuschreckeninventar von Urs MARTI, Solothurn, zur Verfügung (briefl. Mitt.), welches aus zwei ganztägigen Exkursionen vom 12. und 17. September 1985 resultierte. Vom Inkwilersee und dessen näherer Umgebung existieren Angaben von Georg ARTMANN, Olten (briefl. Mitt.) aus dem Jahr 1984.

An beiden Seen und deren Umgebung wurden in den Jahren 1988/89 ebenfalls die *Orthoptera*-Arten erfasst und deren Häufigkeiten abgeschätzt.

Bislang sind vom Burgäschisee und dessen näherer Umgebung 16 Heuschreckenarten bekannt geworden. Im Burgäschiseegebiet konnte *Gomphocerus rufus* 1988/89 auch ausserhalb des Hochstaudengürtels nördlich des «Chlepfibeerimooses» (MARTI, briefl.) an einigen Stellen beobachtet werden. Zirpende Exemplare von *Gryllus campestris* konnten nur gerade am Bord des Zuflusses am Nordwest-Ufer festgestellt werden. Von *Mecostethus grossus* fand ich im «Chlepfibeerimoos» 1989 maximal 12 Tiere.

Bei den übrigen Arten sind die Angaben von MARTI (briefl.) auf die Jahre 1988/89 übertragbar.

Von den insgesamt 16 Arten im Burgäschiseegebiet konnte BORN (1919, in FRUHSTORFER, 1921) folgende vier Arten nachweisen, welche weder von MARTI (1985, briefl.) noch von mir (1988/89) wieder festgestellt werden konnten (in Klammern wird die Anzahl Fundorte im Bezirk Wasseramt in den Jahren 1988/89 nach EIGENHEER (mdl. Mitt.) angegeben):

- *Barbitistes serricauda* (ein Fundort)
- *Chrysochraon brachyptera* (kein Fundort)
- *Omocestus ventralis* (kein Fundort)
- *Tetrix bipunctata* (kein Fundort)

Die drei zuletzt genannten Arten sind in der weiten Umgebung nur noch im Jura lokal gut vertreten.

Nach einer von DUELLI (Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft) entworfenen, noch provisorischen «Roten Liste» gelten

folgende Arten in der Nordschweiz als gefährdet beziehungsweise stark gefährdet:

- *Chorthippus albomarginatus*: stark gefährdet (Kat. 2)
- *Chorthippus montanus*: gefährdet (Kat. 3)
- *Conocephalus discolor*: gefährdet (Kat. 3)
- *Mecostethus grossus*: stark gefährdet (Kat. 2)

Die drei letztgenannten Arten kommen regional nur noch im «Chlepfibeerimoos» vor und gelten als Indikatoren intakter Feuchtgebiete.

Im Inkwilerseegebiet kommen heute noch folgende gesamtschweizerisch bedrohten Arten vor:

- *Chorthippus albomarginatus*: stark gefährdet (Kat. 2)
- *Parapleurus alliaceus*: gefährdet (Kat. 3)

11.2. Tagfalter

Von dieser Insektengruppe sind mir keine detaillierten Angaben früherer Autoren bekannt.

1988/89 konnten im Burgäschiseegebiet die folgenden 18 Arten festgestellt werden:

- *Aglais urticae*
- *Apatura iris* (Einzelfund am Süd-Ufer)
- *Aphantopus hyperantus* (besonders am West-Zufluss)
- *Araschnia levana* (besonders am West-Zufluss)
- *Argynnis paphia* (Einzelfund am West-Ufer auf *Eupatorium*)
- *Celastrina argiolus* (1 Exemplar im «Chlepfibeerimoos»)
- *Gonepteryx rhamni* (besonders am West-Zufluss)
- *Inachis io* (besonders am West-Zufluss)
- *Maculinea nausithous* (am Nordwest-Zufluss mind. 7; wenige am West-Zufluss, Seebach und «Chlepfibeerimoos»)
- *Papilio machaon* (am West-Zufluss)
- *Pararge aegeria* (1 Exemplar auf Weg am Nord-Ufer)
- *Pieris napi*
- *Pieris rapae* (am West-Zufluss)
- *Polygonia c-album* (am West-Zufluss)

- *Polyommatus icarus* (vereinzelt)
- *Vanessa atalanta* (vor allem am West-Zufluss)
- *Vanessa cardui* (vereinzelt)

Die meisten Arten konnten jeweils Ende Juli am West-Zufluss festgestellt werden, da dort zu dieser Zeit viele nektarspendende Hochstauden blühten (besonders *Eupatorium* und *Mentha aquatica*).

Von den oben aufgelisteten Arten figuriert nur gerade *Maculinea nausithous* auf der «Roten Liste» als «stark gefährdet» (GONSETH, 1987).

Im Inkwilerseegebiet ist die aktuelle Tagfalterfauna viel artenärmer. Sie umfasst nur gerade die folgenden sieben Arten (1988/89):

- *Aglais urticae*
- *Aphantopus hyperantus*
- *Inachis io*
- *Melanargia galathea* (1 Exemplar bei Röthenbach am Seebach)
- *Maculinea nausithous* (4 Exemplare bei Röthenbach am Seebach)
- *Pieris napi*
- *Vanessa atalanta*

11.3. Vögel

Am Burgäschisee konnten folgende charakteristische und/oder speziell erwähnenswerte potentielle Brutvogelarten festgestellt werden:

- Kuckuck (im Mai/Juni jeweils 1–2 rufende)
- Waldohreule (1 Exemplar am 15. Mai 1989 am Ost-Ufer)
- Feldschwirl (1 singendes Männchen am 5. Mai 1988)
- Sumpfrohrsänger (im Mai/Juni/Juli 1–2 singende Männchen)
- Mönchsmeise (im März/Juli 1989 ein singendes Männchen)
- Wasserralle (am 28. Juli 1988 ein Rufer am Nordwest-Ufer)
- Schwanzmeise (1989 mind. 3 Brutpaare)
- Pirol (im Juni 1989 max. 3–4 singende Männchen)

Kuckuck und Waldohreule werden in der aktuellen «Roten Liste» der SCHWEIZERISCHEN VOGELWARTE SEMPACH unter Kategorie 2 («regional stark zurückgegangen»), der Feldschwirl, bei dem es sich aber

höchstwahrscheinlich nur um einen Durchzügler handelte, unter Kategorie 3 («verletzlich») eingeteilt.

Am Inkwilersee sind folgende potentiellen Brutvogelarten erwähnenswert:

- Kuckuck (eine Feststellung am 7. Mai 1989, Durchzügler?)
- Sumpfrohrsänger (im Mai/Juni 1988 ein, 1989 zwei Sänger)
- Drosselrohrsänger (Ende Mai 1989 mehrmals ein Sänger)
- Rohrammer (1 Revier am Nord-Ufer)
- Teichhuhn (im Juli 1988 2 Paare mit Jungen)
- Wasserralle (Ende Juni 1989 ein Rufer am NO-Ufer)

Drosselrohrsänger und Kuckuck werden unter Kategorie 2 der «Roten Liste» geführt. Beide Arten dürften aber am Inkwilersee nur Durchzügler gewesen sein.

12. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die Odonatenzönosen von zwei Kleinseen im solothurnisch-bernerischen Mittelland (Burgätschi- und Inkwilersee) untersucht und miteinander verglichen.

Beide Seen weisen eine analoge Entstehungsgeschichte auf und liegen in einer flachen, durch den Rhonegletscher ausgeschliffenen Niederterrasse, etwa 3,2 km voneinander entfernt.

Im Laufe dieses Jahrhunderts wurden an beiden Seen umfangreiche Meliorationsarbeiten durchgeführt. Diese beinhalteten Seespiegelabsenkungen und Entwässerungen des Umlandes. Dies wiederum verursachte einen direkten Verlust von potentiellen Fortpflanzungsbiotopen insbesondere für acidophile Libellen und für solche Libellenarten, die auf besonnte, grossflächig periodisch überschwemmte Flächen angewiesen sind. Die starke Verringerung von zeitweise überfluteten Uferbereichen ermöglichte ein verstärktes seewärtiges Vordringen des Weiden-Erlen-Gürtels. Dies wiederum führte vor allem am Burgäschisee zu einer zunehmenden Beschattung

grosser Uferbereiche und zu einem Rückgang der Schilfbestände.

In der Folge wurde durch vermehrte Nährstoffzufuhren über die Entwässerungskanäle eine chemisch-physikalische und floristische Veränderung in den beiden Seebecken selbst eingeleitet. Am ökologisch schwerwiegendsten ist hier der gänzliche Verlust der Unterwasservegetation am Inkwilersee zu nennen. Als mögliche Gründe hierfür werden die Beschattung durch eine zu grosse Phytoplanktondichte und die Ufersedimentzerstörung durch nahrungssuchende Karpfen genannt.

Heute befindet sich der Burgäschisee in einem eutrophen, der Inkwilersee gar in einem hoch eutrophen Zustand. Eine kurzzeitig für Libellen toxische Wirkung der im Inkwilersee über Grund gemessenen hohen Ammoniumkonzentrationen kann nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund der oft länger andauernden prekären Sauerstoffverhältnisse im hochproduktiven Inkwilersee muss mit einer massiven Reduktion mindestens der *Zygoptera*-Larvenpopulationen im Sommerhalbjahr gerechnet werden.

Im Burgäschiseegebiet konnten 1985–1989 insgesamt 37 Libellenarten (13 Klein- und 24 Grosslibellenarten) festgestellt werden. Im Inkwilerseegebiet sind es während derselben Beobachtungsphase 32 Arten (12 Kleinlibellen- und 20 Grosslibellenarten). Damit gehören diese beiden Seen zu den libellenreichsten Gewässern der Schweiz.

Von den am Burgäschisee festgestellten Arten ist eine gesamtschweizerisch «vom Aussterben bedroht» (*Epitheca bimaculata*), drei Arten «stark bedroht» (*Cercion lindenii*, *Gomphus vulgatissimus* und *Sympetrum depressiusculum*) und neun Arten «bedroht». Zwei Arten können als «Wanderer/Gäste» eingestuft werden. Bei *Epitheca bimaculata* handelt es sich um den derzeit einzigen aktuellen Fundort in der Deutschschweiz.

Am Inkwilersee konnten neun «bedrohte» Arten und wiederum zwei «Wanderer/Gäste» festgestellt werden.

Die Artenspektren der beiden Seen sind sehr ähnlich. Die Anteile mediterraner und eurosibirischer Elementen

halten sich an beiden Seen etwa die Waage.

Ein Vergleich mit den Aufzeichnungen früherer Autoren (besonders LINIGER, 1884) zeigt, dass heute am Burgäschisee sechs Arten (13,9 % der festgestellten Gesamt-Artenzahl) nicht mehr vorkommen. Vier dieser Arten (*Leucorrhinia pectoralis*, *Somatochlora flavomaculata*, *Gomphus pulchellus* und *Lestes virens*) sind in der ganzen Region verschollen. In Anbetracht der Tatsache, dass in den letzten Jahrzehnten im Inkwilersee sogar die Unterwasservegetation, welche vielen Arten unter anderem als Eiablegesubstrat dient, verschwunden ist, kann auch hier ein Artenrückgang als wahrscheinlich betrachtet werden.

Es muss festgehalten werden, dass heute an beiden Seen die Zahl von «Trivialarten» mit relativ geringen ökologischen Ansprüchen bereits deutlich über die Zahl der Lebensraumspezialisten mit relativ hohen ökologischen Ansprüchen dominiert.

Am Burgäschisee weisen 19 Arten eine höhere maximale Abundanzklasse als am Inkwilersee auf, während an diesem nur 12 Arten häufiger sind als an jenem.

Die Gründe dafür werden diskutiert. Zudem wird die Abundanzdynamik von ausgewählten «Rote Liste»-Arten in den Jahren 1985–1989 untersucht. Bei *Anaciaeshna isosceles* und *Libellula fulva* konnte am Inkwilersee von 1985 bis 1989 ein kontinuierliches Ansteigen der Populationsgrössen beobachtet werden. *Anax parthenope* scheint am Burgäschisee eine konstant kleine Population gebildet zu haben, die offenbar stabil ist.

Im Vergleich zu LINIGER (1884) sind von 21 untersuchten Arten, von denen Häufigkeitsangaben vorliegen, 10 Arten deutlich seltener geworden, 10 Arten in ihren Beständen etwa gleich geblieben und möglicherweise nur eine Art häufiger geworden. Für die Veränderungen wird in erster Linie die Zerstörung von Torfgräben, Moorweihen und periodisch überfluteten Sumpfwiesen verantwortlich gemacht.

Am Burgäschisee waren 24 (64,9 % aller Arten), am Inkwilersee 18 Arten (56,2 % aller Arten) in mindestens einem Jahr sicher autochthon. Nur

am Burgäschisee sicher bodenständig waren 11, nur am Inkwilersee 5 Arten. 1988 und 1989 sicher autochthon waren am Burgäschisee 17 Arten (45,9 % aller Arten), am Inkwilersee 14 Arten (43,7 % aller Arten).

Am Inkwilersee wirkt sich das Fehlen submerser Makrophyten infolge übermässiger Gewässereutrophierung negativ auf den Autochthoniestatus besonders von *Erythromma viridulum*, *Enallagma cyathigerum* und *Erythromma najas* aus.

Am Burgäschisee pflanzen sich Arten, welche eng an den Schilfgürtel gebunden sind (*Libellula fulva*, *Brachytron pratense*, *Aeshna mixta*), infolge einer zunehmenden Beschattung desselben durch seawärts vorrückende Schwarzerlen und Aschweiden seltener fort als am Inkwilersee oder kommen bereits nicht mehr vor (*Anaciaeshna isosceles*).

Bei der Untersuchung der Phänologie ausgewählter Arten konnte unter anderem bei den «Frühlingsarten» *Cordulia aenea* und *Libellula fulva* ein synchrones Massenschlüpfen festgestellt werden. Es konnte gezeigt werden, dass auch bei weitgehend synchron schlüpfenden Arten die Anzahl geschlüpfter Tiere die Länge der Flug- und Fortpflanzungsperiode mitbeeinflusst.

Einige ausgewählte Arten zeigen in der Verteilung von Exuvien, andere auch in ihren Fortpflanzungsaktivitäten an beiden Seen zum Teil statistisch signifikante Uferpräferenzen. Als hauptsächliche Beeinflussungsfaktoren werden Uferprofil, Vegetation und Besonnungsverhältnisse genannt.

Als weitere potentielle Fortpflanzungsgewässer werden in erster Linie die Seezu- und abflusskanäle genannt, welche aber insgesamt für die Odonaten von untergeordneter Bedeutung sind.

Schliesslich werden noch Listen von Heuschrecken, Tagfaltern und potentiellen Brutvögeln kommentiert, welche die unbedingte Schutzwürdigkeit der beiden Untersuchungsgebiete unterstreichen.

13. Literaturverzeichnis

- ALTMÜLLER, R. (1983): Libellen. Beitrag zum Artenschutzprogramm. Rote Liste der in Niedersachsen gefährdeten Libellen. Hrsg. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz. Hannover.
- ARN, H. (1945): Die Melioration des Gebietes um den Burgäschisee und die Seeabsenkung. In: Tierwelt 11: 266–268, Zofingen.
- BARNES, L. E. (1983): The colonization of ball-play ponds by macroinvertebrates and macrophytes. *Freshwater Biology* 13, 561–578.
- BAUMBERGER, E. (1910): Kurze Darstellung der geologischen Geschichte des Geländes zwischen Emme und Oenz. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern 1910 (199–209).
- BAUER, S. (1979): Libellen – Lebensräume, Gefährdung, Schutz. – Schriftenreihe Vogelschutz (DBV-Verlag) 1, 14–17.
- BELLMANN, H. (1987): Libellen. Neumann-Neudamm.
- BENKE, A. C. und BENKE S. S. (1975): Comparative dynamics and life histories of coexisting dragonfly populations. *Ecology* 56, 302–317.
- BEUTLER, H. (1985): Freiland-Daten zur Koexistenz von Aeshnidenlarven. *Entomologische Nachrichten* Berlin 29,2; 73–76.
- BEUTLER, H. (1986): Zur Schlupfrate und zum Geschlechterverhältnis einheimischer Grosslibellen (*Anisoptera*). *Entomologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden* 49, Nr. 10, 201–209.
- BRÄNDLE, R. (1989): Hydrobotanik I, Teil 2 (Makrophyten); Skript, Universität Bern.
- v. BÜREN, G. (1949): Der Burgäschisee. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern, N. F. 6, 1–82.
- v. BÜRENG. (1951): Der Inkwilersee. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Solothurn, Separatdruck 1951.
- BUSKIRK, R. E. und SHERMAN, K. J. (1985): The influence of larval ecology on oviposition and mating strategies in dragonflies. *Florida entomologist*, Gainesville 68 (1).
- CLAUSNITZER, H. J. (1974): Die ökologische Bedeutung intensiv bewirtschafteter Fischweiher für Libellen. *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* 4, 78–90.
- CLAUSNITZER, H. J. (1980): Hilfsprogramm für gefährdete Libellen. *Natur und Landschaft* 55, 12–15.
- CONSIGLIO, C. et al. (1971): Osservazioni ecologiche sugli odonati adulti di uno stagno dell'Italia centrale. *Fragmenta Entomologica* 9 (4), 263–281.
- CORBET, P. S. (1954): Seasonal regulation in British dragonflies. *Nature* 174, 655.
- CORBET, P. S. (1957): The life history of the Emperor-Dragonfly *Anax imperator*. *Journal for Animal Ecology* 26, 1–69.
- CORBET, P. S. et al. (1960): Dragonflies. Collins, London.
- DEMARMELS, J. und SCHIESS, H. (1978): Le libellule del cantone Ticino e delle zone limitrofe. *Bollettino della società ticinese di scienza naturali* 1977/78, 29–83.
- DONATH, H. (1980): Meliorationsgräben als Lebensraum für Libellen. *Entomologische Nachrichten* Dresden 24, Nr. 6, 81–90.
- DONATH, H. (1982): Die Auswirkungen des Winters 1978/79 auf die Populationen von *Sympecma fusca* (van der Linden) in der nordwestlichen Niederlausitz (Odonata, Lestidae). *Entomologische Berichte* (Berlin) 1981/82, 49–52.
- DONATH, H. (1987): Untersuchungen in einer Larvenkolonie von *Cordulegaster boltoni* (Donovan) in der Niederlausitz. *Libellula* 6(3/4).
- DUFOUR, C. (1976): Etude faunistique des Odonates de Suisse romande. Universität Neuenburg.
- DUFOUR, C. (1981): 45 Odonates européens à l'étang de Bavois (Suisse, Vaud). *Bulletin Romand d'Entomologie* 1, 3–10.
- DUFOUR, C. (1982): Odonates menacés en Suisse romande. *Advances in Odonatology* 1, 43–54.
- EAWAG (1976): Gutachten über die Möglichkeiten einer Sanierung des Burgäschisees, unveröffentlicht.
- EAWAG (1984): Bericht über die Auswirkungen der Tiefenwasserableitung im Burgäschisee, unveröffentlicht.
- EAWAG (1988): Möglichkeiten einer Sanierung des Inkwilersees, unveröffentlicht.
- FRANKE, U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellen-Larven. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde Serie A*, Nr. 333, 17 Seiten.
- FRIDAY, L. E. (1987): The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwater Biology* 18, 87–104.
- FRUHSTORFER, H. (1921): Die Orthopteren der Schweiz. *Archiv für Naturgeschichte*. A5.
- GAUFIN, A. R. et al. (1974): Studies on the tolerance of aquatic insects to low oxygen concentrations. *Great Basin Naturalist* 34, No 1.
- GONSETH, Y. (1987): Verbreitungsatlas der Tagfalter der Schweiz. Centre suisse de cartographie de la faune, Neuenburg und Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- GREVEN, H. und RUDOLPH, R. (1973): Histologie und Feinstruktur der larvalen Kiemenkammer von *Aeshna cyanea*. *Zeitschrift zur Morphologie der Tiere* 76, 209–226.
- HANNA, H. M. (1957): A study of the

- growth and feeding habits of the larvae of four species of caddisflies. Proceedings of the Royal Entomologic Society London 32, 139–145.
- HINTERMANN und WEBER AG (1989): Natur- und Landschaftsschutzkonzept Burgäschisee, «Chlepfibeerimoos» und Umgebung. Studie im Auftrag der Kantone Bern und Solothurn.
- HOLDHAUS, K. (1929): Die geographische Verbreitung der Insekten. In: Schröder, Handbuch der Entomologie II, 592–1057.
- ISTOCK, C. A. (1973): Population characteristics of a species ensemble of waterboatmen (*Corixidae*). Ecology 54, 535–544.
- IVERSEN und OLSEN, S. (1943): Die Verbreitung der Wasserpflanzen in Relation zur Wasserchemie. Botanische Tidsskrift 46, 136–145.
- JACOB, U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung einheimischer Libellen. Faunistische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden 2, 197–239.
- JOHANSSON, O. E. (1978): Co-existence of larval *Zygoptera* (*Odonata*) common to the Norfolk Broads (U. K.). Oecologia (Berlin) 32, 303–321.
- KAISER, H. (1984): Bestimmung der Populationsdichte von Aeshniden am Beispiel von *Aeshna cyanea*. Libellula 3, 20–31.
- KEAST, A. und HARKER, J. (1977): Fish distribution and benthic invertebrate biomass relative to depth in an Ontario lake. Environmental Biology of Fish 2, No. 3, 235–240.
- KIKILLUS, R. und WEITZEL, M. (1981): Grundlagenstudien zur Ökologie und Faunistik der Libellen des Rheinlandes. Pollichia 2, 244 p.
- LACHAVANNE, J. B. (1979): La végétation macrophytique du Burgäschisee. Bulletin de la société botanique suisse 89, Nr. 1.
- LAUER, G. (1969): Osmotic regulation of *Tanytus nubifer*, *Chironomus plumosus* and *Enallagma clausum* in various concentrations of saline lake water. Physiologic Zoology 42, 381–387.
- LEHMANN, G. (1983): Die Veränderung des Naturschutzgebietes «Maistaller-Moore» bei Kufstein (Nordtirol) durch anthropogenen Einfluss während der letzten 50 Jahre, dargestellt an der Libellenfauna. Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins Innsbruck 70, 111–119.
- LINIGER, E. (1884): Die Odonaten des bernischen Mittellandes. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 6, 5, 215–230.
- LOHMANN, G. (1938): Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. Botanisches Symposium Uppsala; 3, 1–252.
- MAIBACH, A. und MEIER, C. (1987): Verbreitungsatlas der Libellen der Schweiz, Centre suisse de cartographie de la faune, Neuenburg.
- MC ARTHUR, R. H. and WILSON, E. O. (1967): The theory of Island Biogeography. Princeton University Press.
- MEIER, C. und WOLF, M. (1981): Grosslibellen-Exuvien. Unveröffentlicht.
- MEIER, C. (1989): Die Libellen der Kantone Zürich und Schaffhausen. Neujahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft des Kantons Schaffhausen Nr. 49.
- MLODY, B. (1986): Vorkommen und Wetterabhängigkeit von Libellen auf der Wattenmeer-Insel Scharhorn. Libellula 5 (1/2).
- MOENS, J. (1975): Osmoregulation and the regulation of the free amino acid concentration in the haemolymph of the larve of *Aeshna cyanea* (Müller). Odonatologica 4 (3), 169–176.
- MOORE, N. W. (1952): Intra- and interspecific competition among dragonflies (Odonata), Ecology 33.
- MOORE, N. W. (1953): Population density in adult dragonflies. Journal of animal ecology 22, 344–359.
- NUSSBAUM, F. (1910): Das Endmoränenengebiet des Rhonegletschers von Wangen a. d. A., Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern, 1910 (141–168).
- NORDWIJK, M. U. (1978): A mark-recapture study of coexisting zygopteran populations. Odonatologica 7 (4), 353–374.
- OTT, J. (1988): Beiträge zur Biologie und zum Status von *Crocothemis erythraea* (Brulle, 1832). Libellula 7 (1/2).
- PARR, M. J. (1976): Some aspects of the population ecology of the damselfly *Enallagma cyathigerum* (Zygoptera: Coenagrionidae). Odonatologica 5 (1), 45–57.
- PAULSON, D. R. and JENNER, C. J. (1971): Population structure in overwintering larval Odonata in North Carolina in relation to adult flight season. Ecology 52,1, 96–103.
- PETERS, G. (1979): Daten zum Geschlechterverhältnis mitteleuropäischer Aeshnidenpopulationen. Deutsche Entomologische Zeitschrift 26, 229–239.
- PROBST, R. (1910): Die Moorflora der Umgebung des Burgäschisees. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern, 1910, 210–228.
- RABE, F. W. and GIBSON, F. (1984): The effect of Macrophyte removal on the distribution of selected invertebrates in a littoral environment. Journal of freshwater ecology, Idaho 2 (4), 359–372.
- RIEDWYL, H. (1978): Angewandte mathematische Statistik in Wissenschaft, Administration und Technik. Paul Haupt Verlag, Bern.
- ROBERT, P. A. (1959): Libellen. Kümmerly & Frey, Bern.

- RUDOLPH, R. (1979): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Libellenzönosen von sechs Kleingewässern im Münsterland. Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde Münster 41, 1.
- SCHLUMPRECHT, H. und STUBERT, I. (1989): Schutzmassnahmen und Entwicklungskonzepte für den Stillgewässerschutz im Stadtgebiet Bayreuth. *Landschaft und Stadt* 21 (3), 93–99.
- SCHMIDT, E. (1977): Ausgestorbene und bedrohte Libellenarten in der Bundesrepublik Deutschland. *Odonatologica* 6 (2), 97–103.
- SCHMIDT, E. (1982): Odonaten-Zönosen kritisch betrachtet. *Drosera* 82 (1), 85–90.
- SCHMIDT, E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. *Verhandlungen der deutschen zoologischen Gesellschaft*, 1983, 131–136.
- SCHMIDT, E. (1986): Die Odonatenfauna als Indikator für Angelschäden in einem einmaligen Naturschutzgebiet, dem Kratersee Windsborn des Mosenberges/Vulkaneifel (BRD). *Libellula* 5 (3/4), 113–125.
- SCHWALLER, Th. und EIGENHEER, K. (1989): Die Libellenfauna im Bezirk Wasseramt, Kanton Solothurn, Schweiz. *Opuscula zoologica fluminensia* 34.
- SCHWERDTFEGER, F. (1975): Ökologie der Tiere. *Synökologie*. Verlag Paul Parey.
- STAMPFLI, H. R. (1947): Floristische Studien am Ufer des Burgäschisees. Unveröffentlicht.
- ST. QUENTIN, D. (1960): Die Odonatenfauna Europas, ihre Zusammensetzung und Herkunft. *Zoologisches Jahrbuch für Systematik* 87, (1/2), 301–315.
- STARK, W. (1977): Ein Teich in der Steiermark als Lebensraum für 40 mitteleuropäische Libellenarten. *Entomologische Zeitschrift* 87, 22, 249–263.
- STATZNER, B. (1979): Der obere und untere Schlierenseebach (Schleswig-Holstein). Dissertation an der Universität Kiel, 551 pp.
- X. THOMES, A. (1987): Auswirkungen anthropogener Veränderungen eines norddeutschen Tieflandbaches auf die Libellenfauna. *Limnologica* 18 (2), 253–268.
- THORP, J. H. und DIGGINS, M. R. (1982): Factors effecting depth distribution of dragonflies. *Hydrobiologica* 87 (1), 33–44.
- VANTOL, J. (1986): The protection of dragonflies and their biotopes. Report for the Council of Europe. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources, Strasbourg.
- WEGMÜLLER, R. (1986): Die Libellenfauna des Lobsigensees. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern* 43, 139–153.
- WENGER, O.-P. (1967): Die Odonatenfauna des Kantons Bern. 3. Mitteilung: Die Libellenfauna des Lobsigensees. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 40 (1/2), 113–117.
- WICHARD, W. und KOMNICK, H. (1974): Zur Feinstruktur der rektalen Tracheenkiemen von anisopteren Libellenlarven II: Das rektale Chloridepithel. *Odonatologica* 3 (2), 129–135.
- WIEGLEB, G. (1978): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und der Makrophytenvegetation stehender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 83, 443–484.
- WILDERMUTH, H. (1980): Die Libellen der Drumlinlandschaft im Zürcher Oberland. *Vierteljahrschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich* 125/3, 201–237.
- WILDERMUTH, H. und SCHIESS, H. (1983): Die Bedeutung praktischer Naturschutzmassnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. *Odonatologica* 12 (4), 345–366.
- ZAHNER, R. (1965): Organismen als Indikatoren für den Gewässerzustand. *Archiv für Hygiene und Bakteriologie* 149 (3/4), 243–256.

Abb. 1/2: Burgäschisee 1989
Ausdehnung der Vegetationszonen und Lage der Zu- und Abflüsse

Abbildung 1

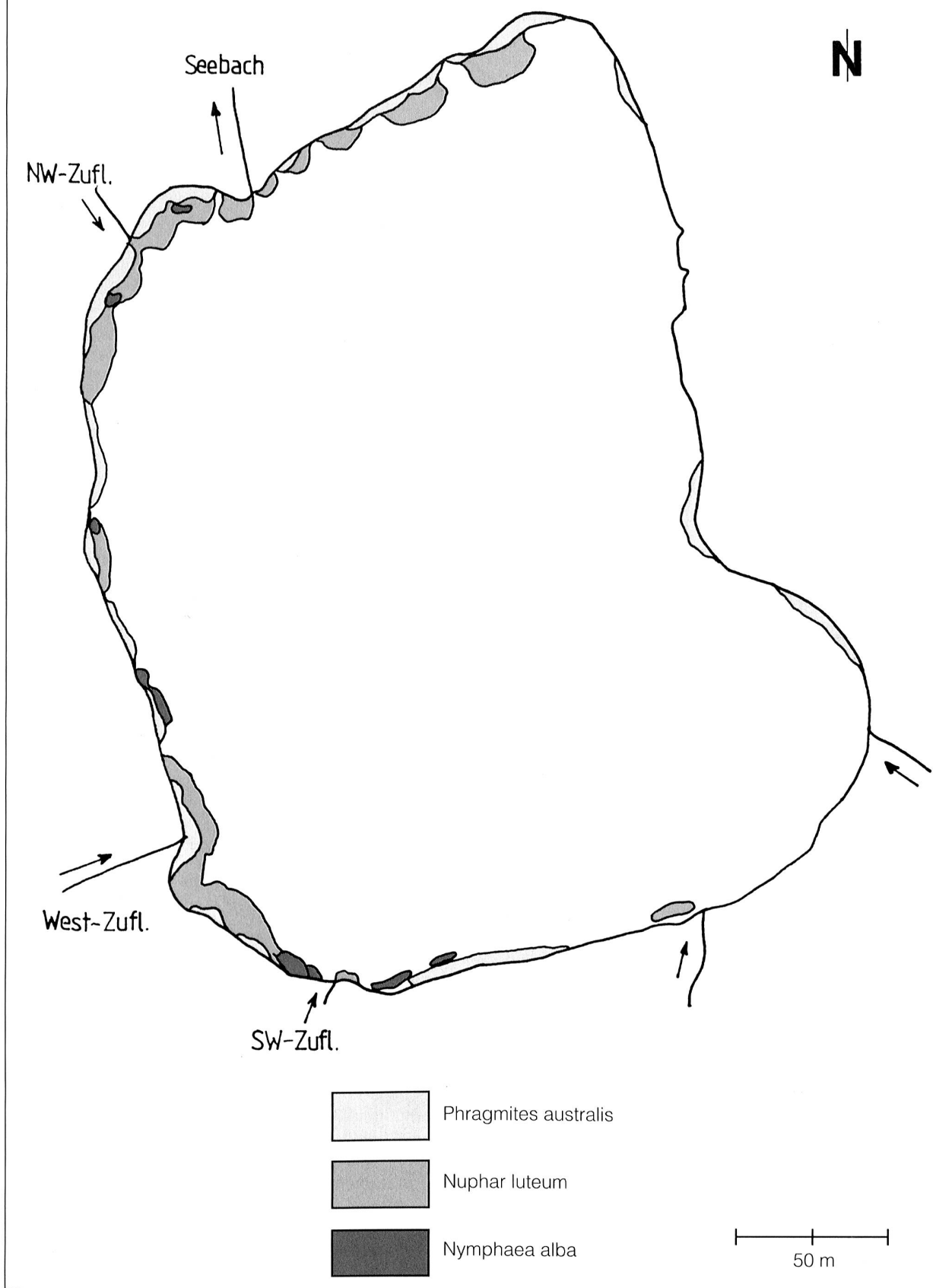


Abbildung 2

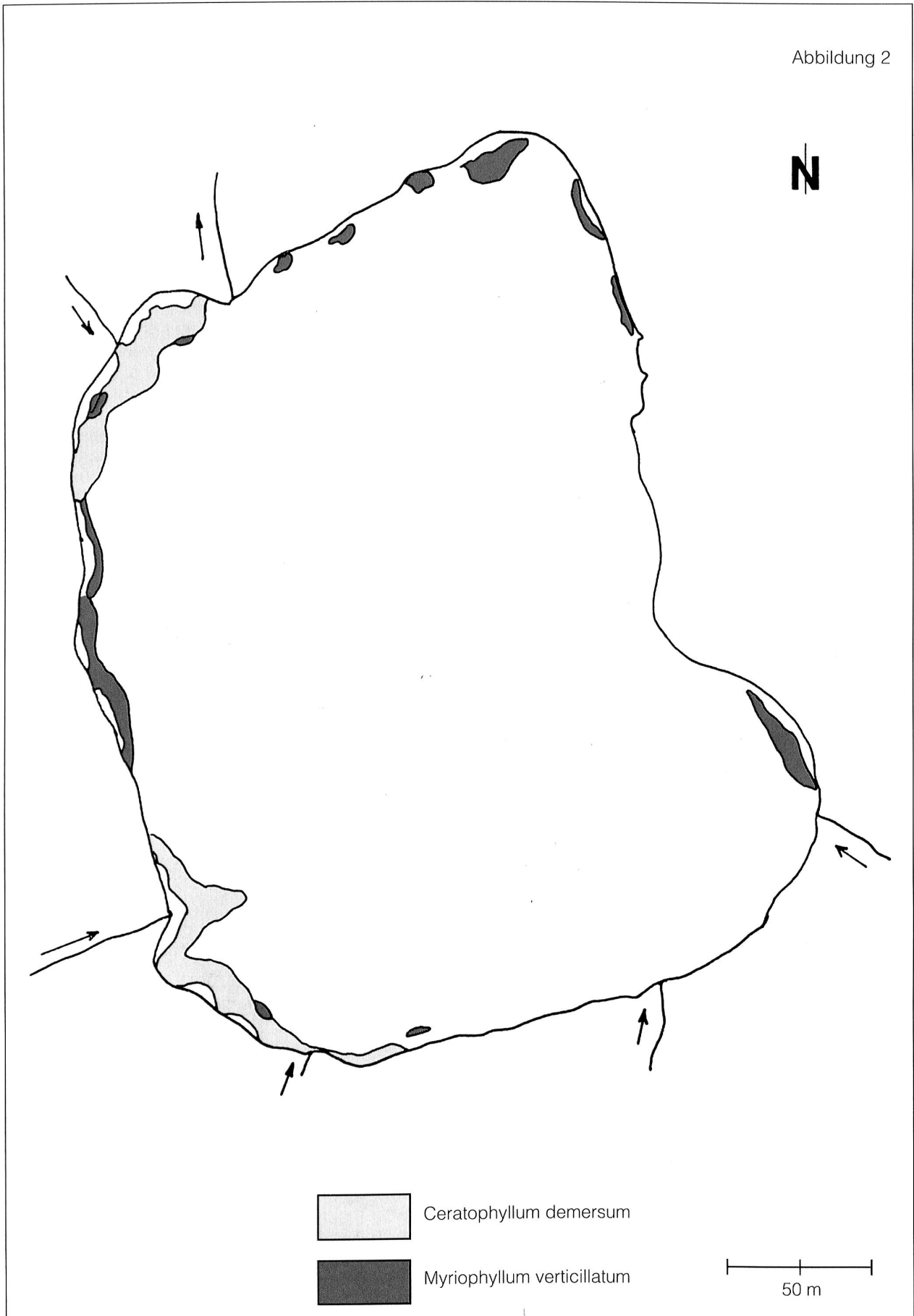
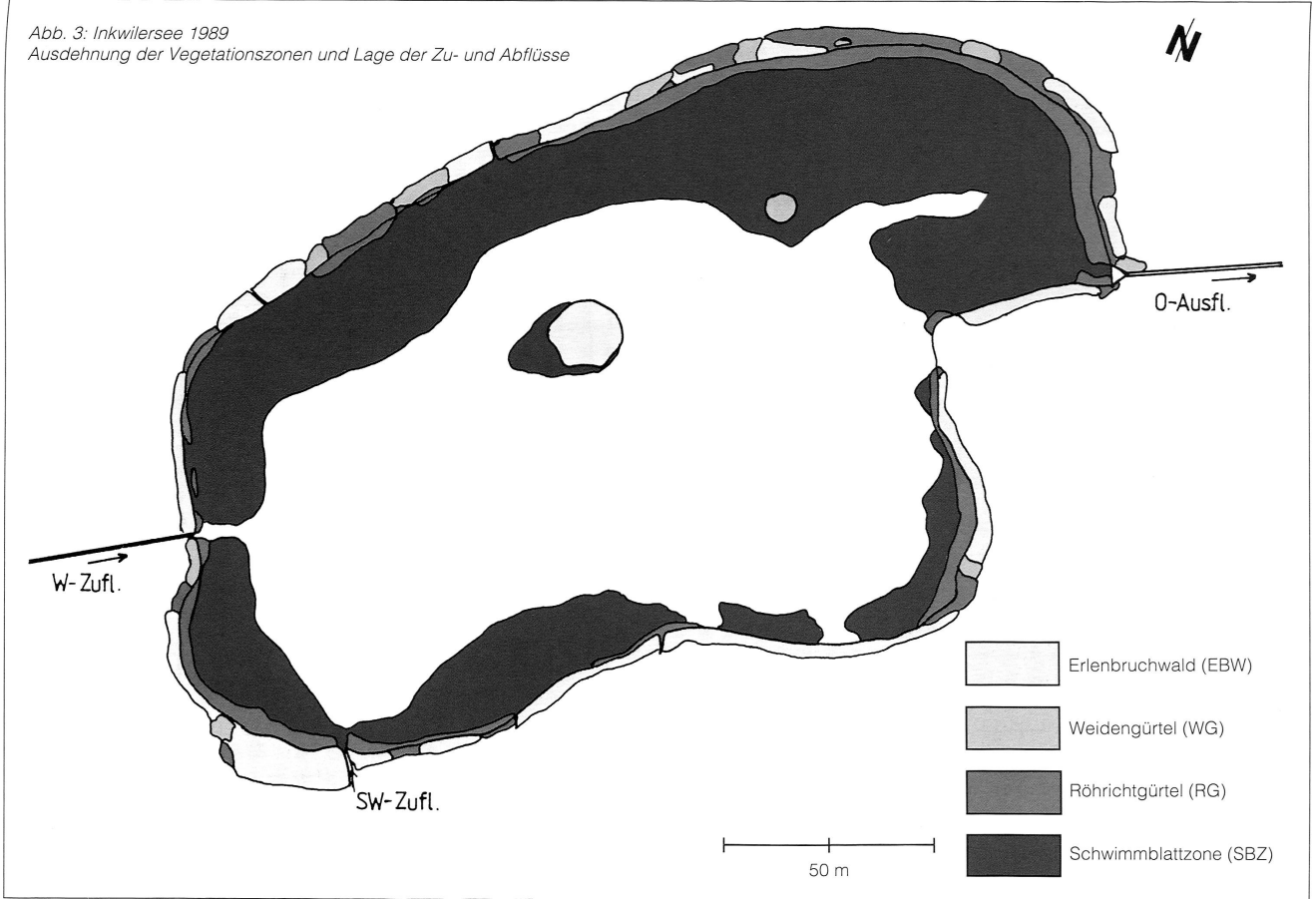


Abb. 3: Inkwilersee 1989
Ausdehnung der Vegetationszonen und Lage der Zu- und Abflüsse



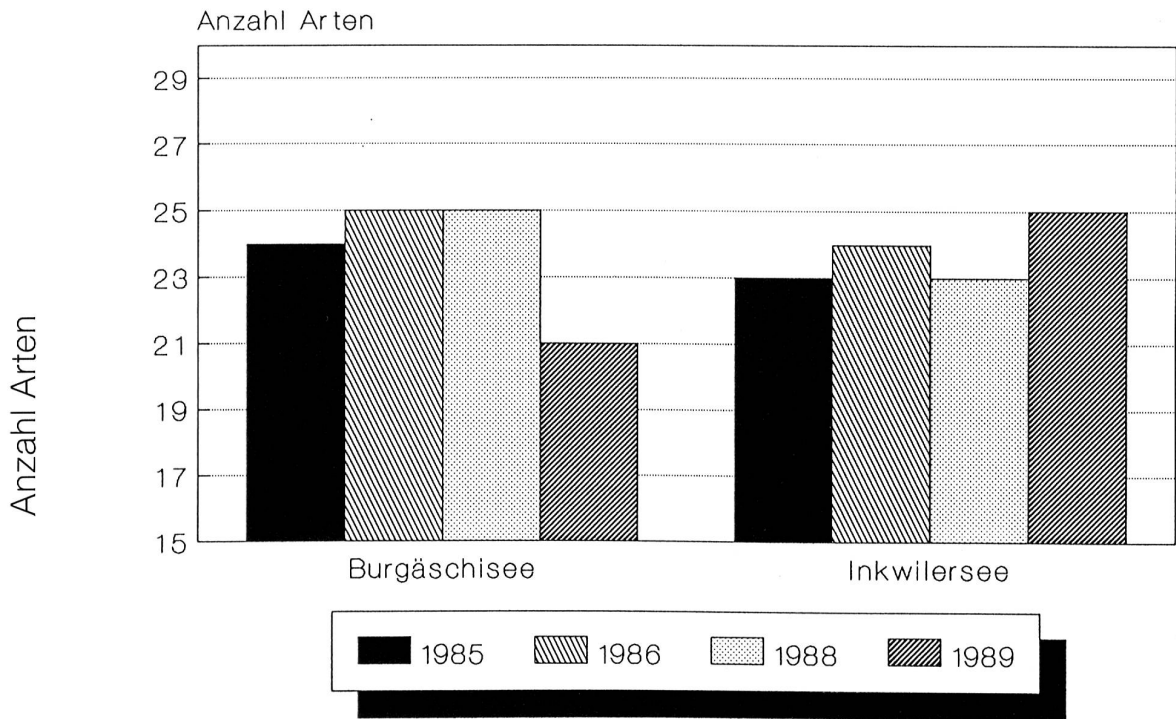


Abb. 4 Artenvergleich zwischen Burgäschi- und Inkwilersee. Berücksichtigt sind nur die Beobachtungen von Imagines während der monatlichen Inventarisierungen.

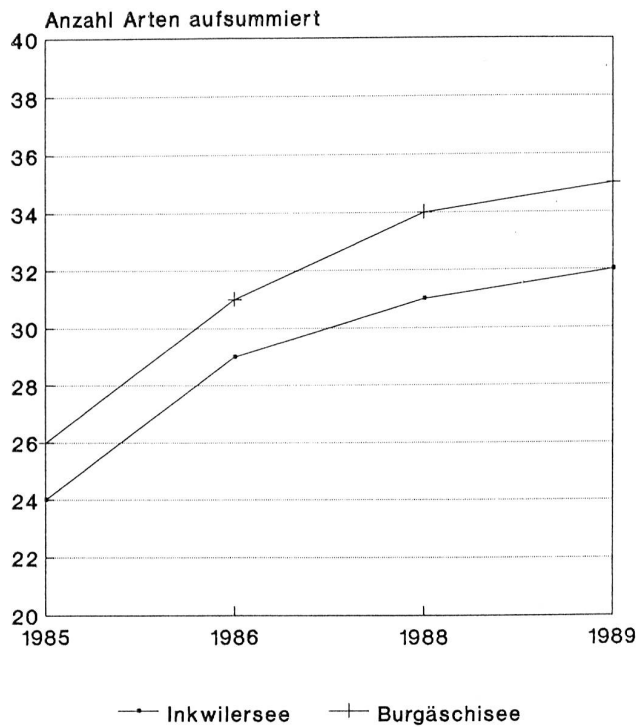


Abb. 5 Artenvergleich zwischen Burgäschi- und Inkwilersee. Berücksichtigt sind sämtliche Beobachtungen von Imagines an den Seen und deren Umgebung.

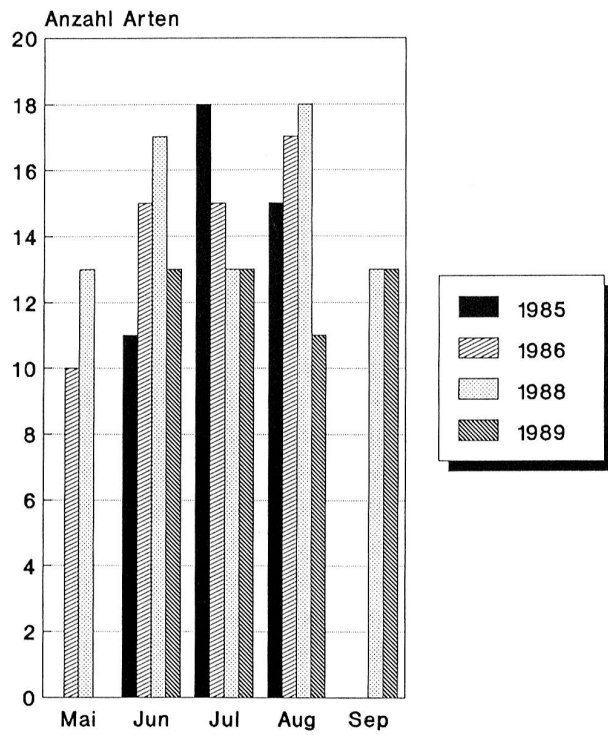


Abb. 6 Anzahl der festgestellten Arten pro Monat am Burgäschisee

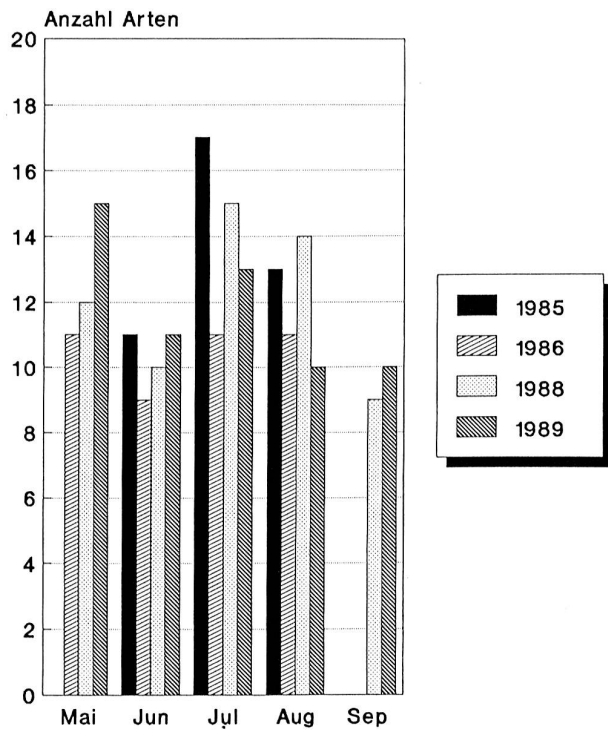


Abb. 7 Anzahl der festgestellten Arten pro Monat am Inkwilersee

Anisoptera im Mai

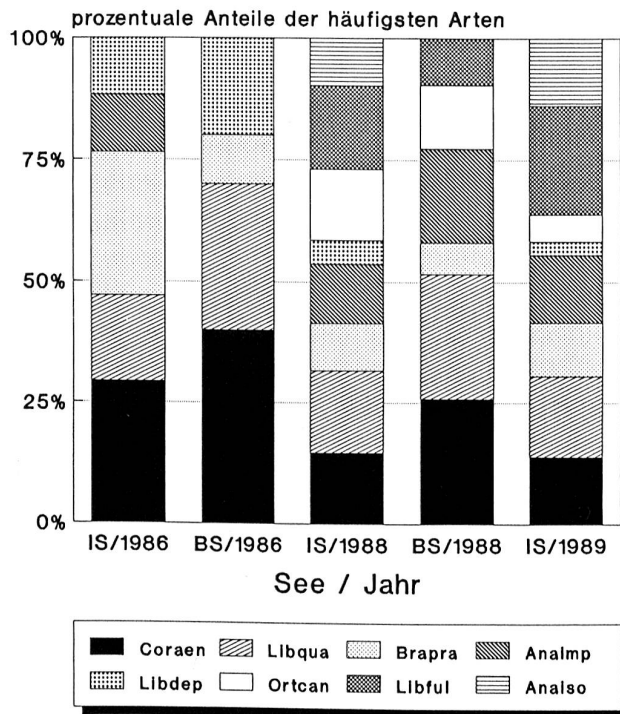


Abb. 8-12 Relative Häufigkeiten von Anisoptera in den Monaten Mai bis September am Burgäschisee- und Inkwilersee 1985 bis 1989.

Anisoptera im Juni

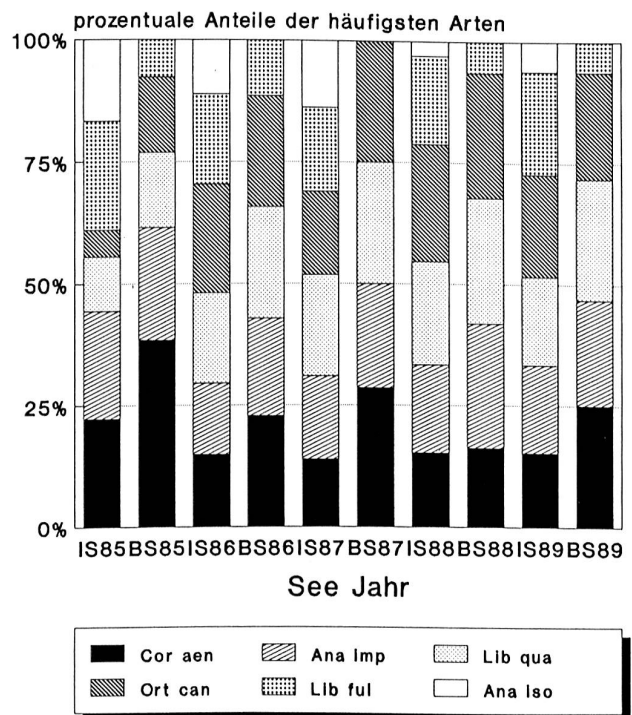


Abb. 9

Anisoptera im Juli

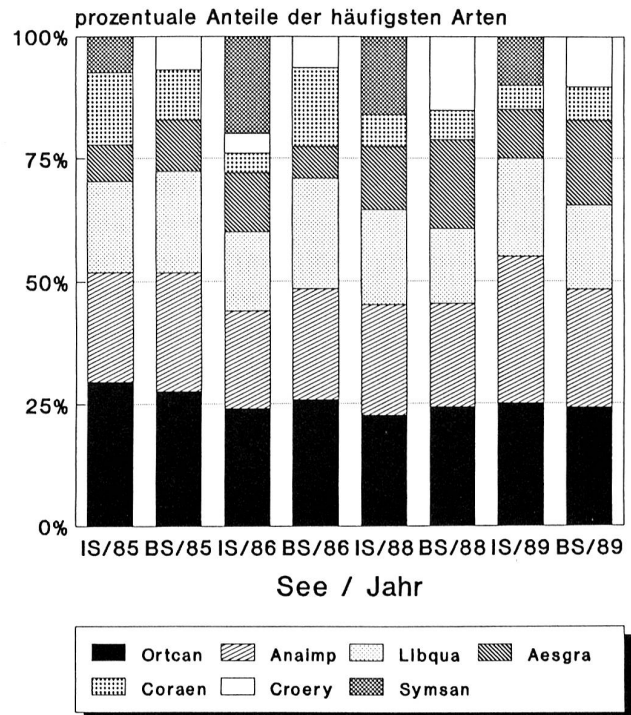


Abb. 10

Anisoptera im August

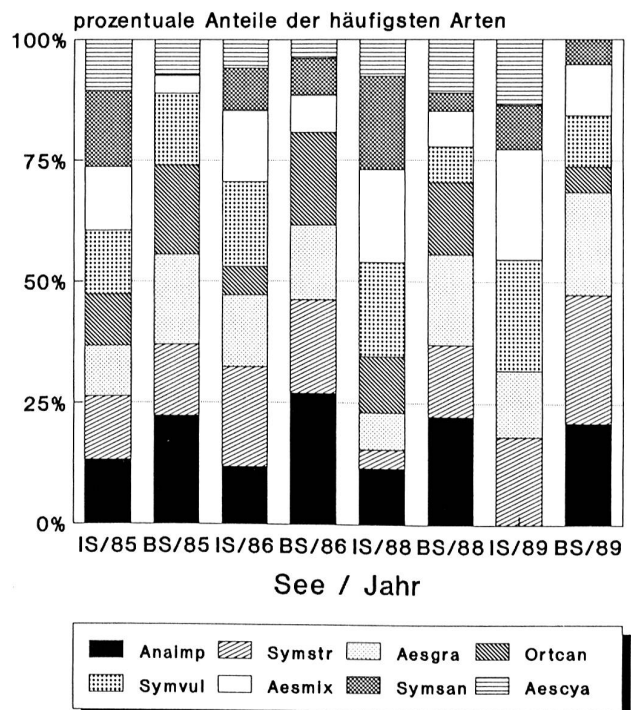


Abb. 11

Anisoptera im September

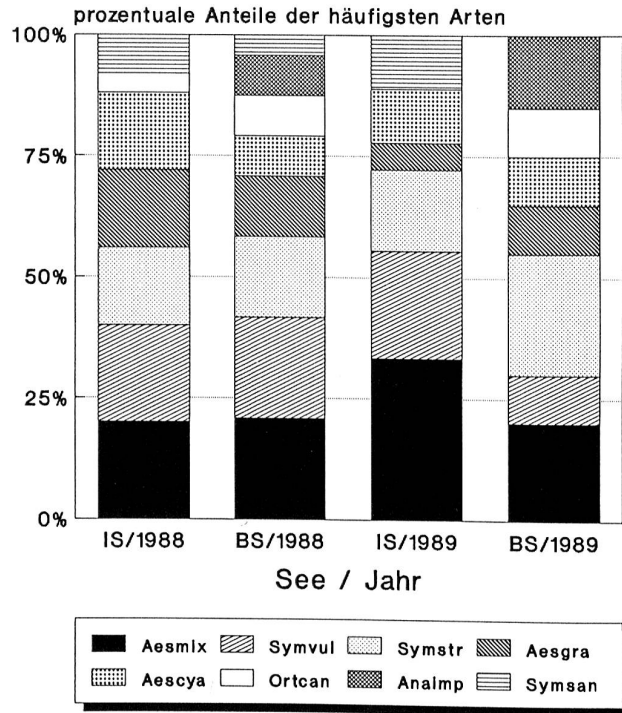


Abb. 12

Zygoptera im Mai

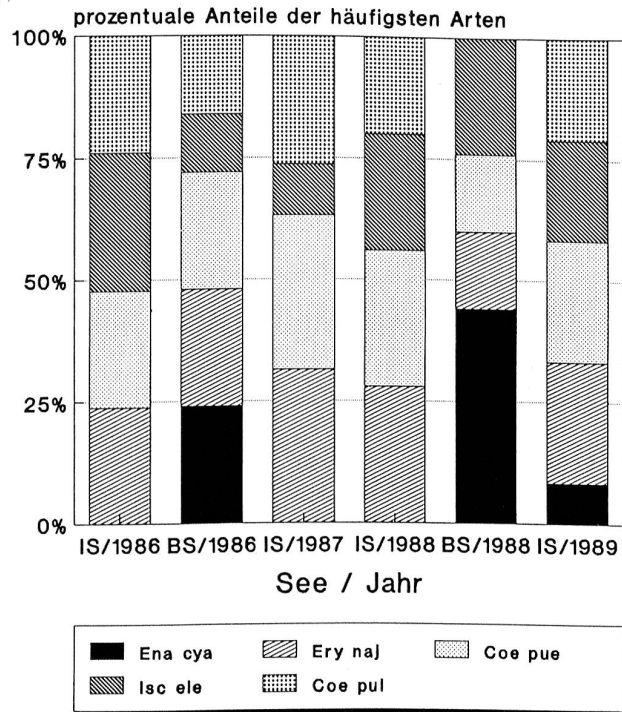


Abb. 13–17 Relative Häufigkeiten von Zygoptera in den Monaten Mai bis September am Burgäschisee und Inkwilensee 1985 bis 1989

Zygoptera im Juni

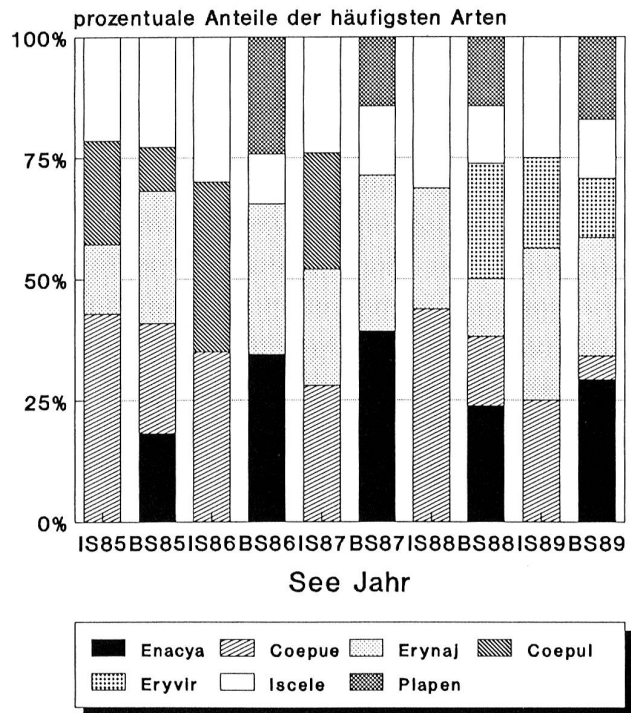


Abb. 14

Zygoptera im Juli

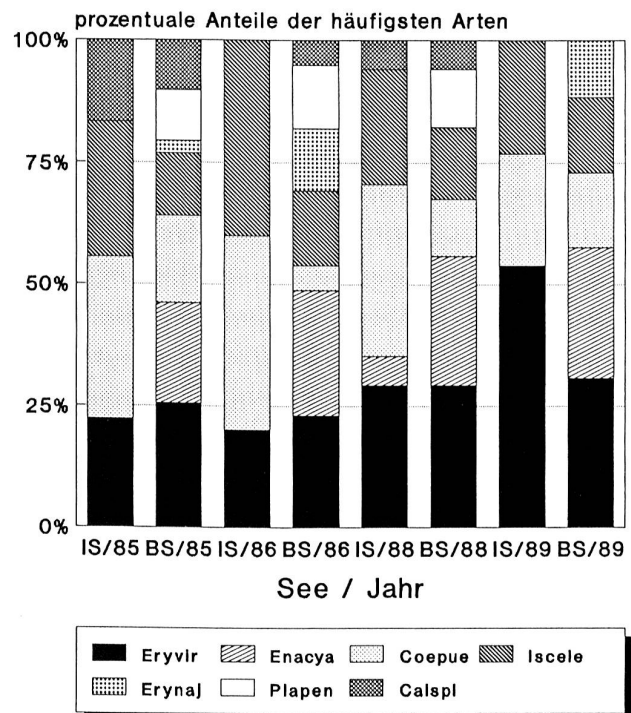


Abb. 15

Zygotera im August

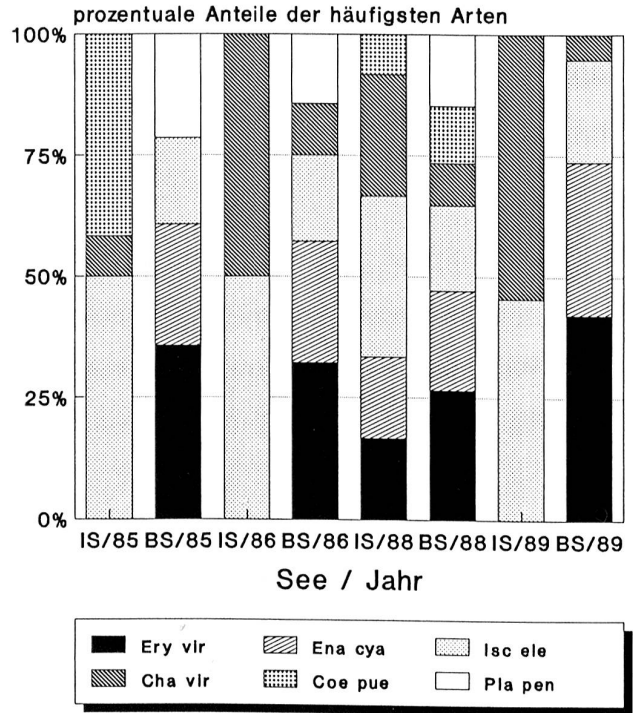


Abb. 16

Zygotera im September

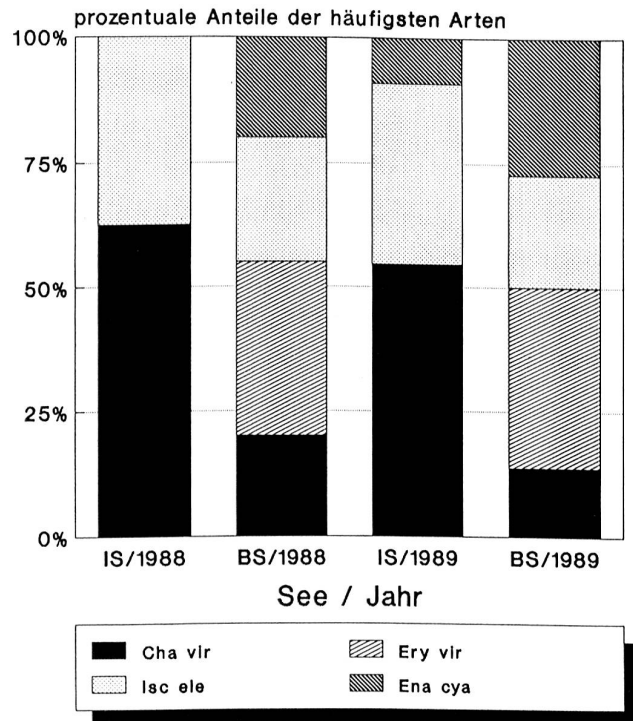


Abb. 17

Abb. 18-22 Dominanzverhältnisse von Zygoptera und Anisoptera an beiden Seen in verschiedenen Monaten ¹⁾

Dominanzverhältnisse im Mai

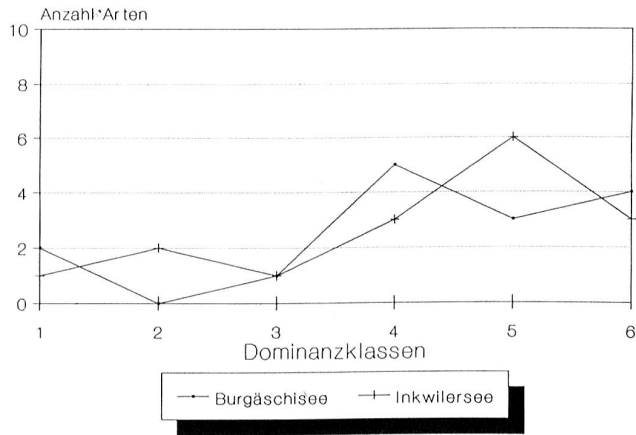


Abb. 18

Dominanzverhältnisse im Juni

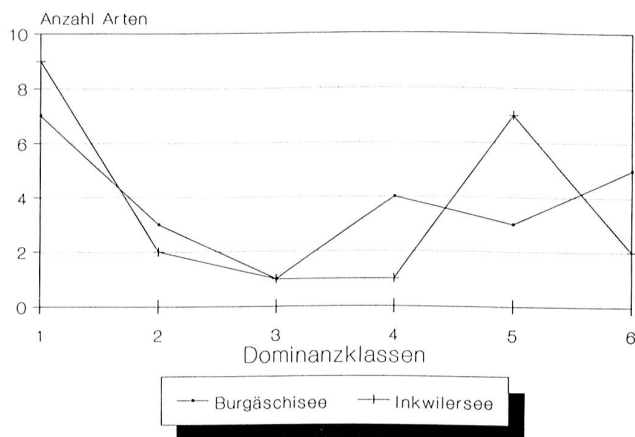


Abb. 19

Dominanzverhältnisse im Juli

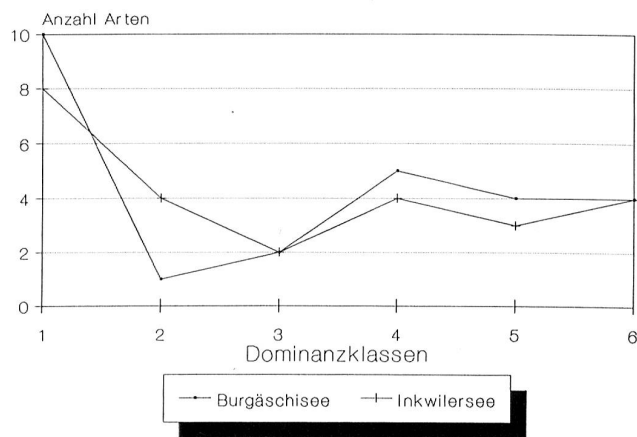


Abb. 20

Dominanzverhältnisse im August

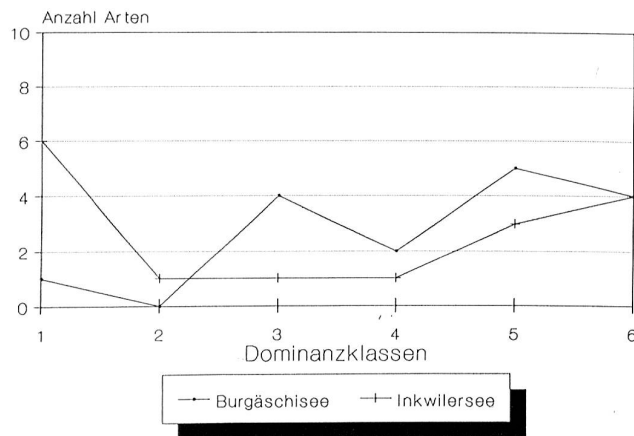


Abb. 21

Dominanzverhältnisse im September

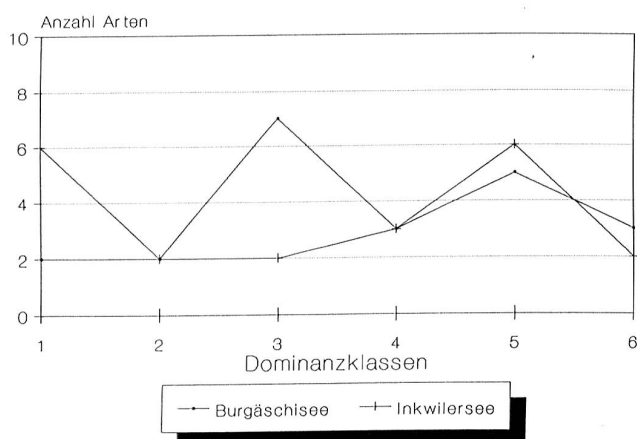


Abb. 22

¹⁾ vgl. Kap. 7.2.1.2; Berücksichtigt sind Daten der Jahre 1985–1989

Tab. 1: Odonaten am Burgäschisee 1985–1989

Art	Biogeographie ¹⁾	Biotoptpräferenz ²⁾	Anz. reg. Fundorte ³⁾	Kategorie der «Roten Liste» ⁴⁾
<i>Calopteryx splendens</i>	med.	F	15	4
<i>Calopteryx virgo</i>	eurosib/m	F	3	3
<i>Chalcolestes viridis</i>	med.	WFM	15	4
<i>Lestes sponsa</i>	eurosib/h	WMSF	6	4
<i>Platycnemis pennipes</i>	eurosib/m	FSW	7	4
<i>Ischnura elegans</i>	Übergang	WMSF	31	4
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Übergang	WMSF	6	4
<i>Enallagma cyathigerum</i>	eurosib/h	WMSF	14	4
<i>Cercion lindenii</i>	westl.med.	S	1	2
<i>Coenagrion puella</i>	Übergang	WMSF	40	4
<i>Coenagrion pulchellum</i>	Übergang	WMSF	8	4
<i>Erythromma najas</i>	eurosib/m	WMSF	3	3
<i>Erythromma viridulum</i>	östl.med.	W	6	3
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	eurosib/m	FS	8	2
<i>Brachytron pratense</i>	östl.med.	WMSF	2	3
<i>Aeshna cyanea</i>	eurosib/m	WFM	39	4
<i>Aeshna grandis</i>	eurosib.	WMSF	13	4
<i>Aeshna mixta</i>	eurosib/m	WMSF	4	4
<i>Anax imperator</i>	östl.med.	WFM	37	4
<i>Anax parthenope</i>	östl.med.	S	2	3
<i>Cordulegaster bidentatus</i>	östl.med.	F	3	3
<i>Cordulegaster boltoni</i>	med.	F	3	3
<i>Cordulia aenea</i>	eurosib/h	SMW	4	4
<i>Epitheca bimaculata</i>	eurosib.	SM	1	1
<i>Somatochlora metallica</i>	eurosib/g	FSW	5	4
<i>Libellula depressa</i>	eurosib/m	TW	30	4
<i>Libellula fulva</i>	eurosib/m	FS	3	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>	eurosib/h	WMSF	21	4
<i>Orthetrum brunneum</i>	med.	FW	11	3
<i>Orthetrum cancellatum</i>	med.	WMSF	8	4
<i>Crocothemis erythraea</i>	med.		2	5
<i>Sympetrum danae</i>	eurosib/h	MW	3	4
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	östl.med.	TW	1	2
<i>Sympetrum fonscolombeii</i>	med.		4	5
<i>Sympetrum sanguineum</i>	med.	WFM	14	4
<i>Sympetrum striolatum</i>	med.	WFM	22	4
<i>Sympetrum vulgatum</i>	eurosib/g	WMSF	11	4

¹⁾ nach ST. QUENTIN (1960); Abkürzungen: vgl. Kap. 6.3.3.1.1.

²⁾ Abkürzungen: vgl. Tab. 3

³⁾ nach SCHWALLER & EIGENHEER (1989)

⁴⁾ nach MAIBACH & MEIER (1987)

Tab. 2: Odonaten am Inkwilersee 1985–1989¹⁾

Art	Biogeographie ¹⁾	Biotoppräferenz	Anz. reg. Fundorte	Kategorie der «Roten Liste»
<i>Calopteryx splendens</i>	med.	F	15	4
<i>Calopteryx virgo</i>	eurosib/m	F	3	3
<i>Chalcolestes viridis</i>	med.	WFM	15	4
<i>Platycnemis pennipes</i>	eurosib/m	FSW	7	4
<i>Ischnura elegans</i>	Übergang	WMSF	31	4
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Übergang	WMSF	6	4
<i>Enallagma cyathigerum</i>	eurosib/h	WMSF	14	4
<i>Sympetma fusca</i>	östl.med.	WFM	2	4
<i>Coenagrion puella</i>	Übergang	WMSF	40	4
<i>Coenagrion pulchellum</i>	Übergang	WMSF	8	4
<i>Erythromma najas</i>	eurosib/m	WMSF	3	3
<i>Erythromma viridulum</i>	östl.med.	W	6	3
<i>Brachytron pratense</i>	östl.med.	WMSF	2	3
<i>Aeshna cyanea</i>	eurosib/m	WFM	39	4
<i>Aeshna grandis</i>	eurosib.	WMSF	13	4
<i>Aeshna mixta</i>	eurosib/m	WMSF	4	4
<i>Anax imperator</i>	östl.med.	WFM	37	4
<i>Anax parthenope</i>	östl.med.	S	2	3
<i>Cordulegaster boltoni</i>	med.	F	3	3
<i>Anaciaeschna isosceles</i>	westl.med.	SMW	2	3
<i>Cordulia aenea</i>	eurosib/h	SMW	4	4
<i>Somatochlora metallica</i>	eurosib/g	FSW	5	4
<i>Libellula depressa</i>	eurosib/m	TW	30	4
<i>Libellula fulva</i>	eurosib/m	FS	3	3
<i>Libellula quadrimaculata</i>	eurosib/h	WMSF	21	4
<i>Orthetrum brunneum</i>	med.	FW	11	3
<i>Orthetrum cancellatum</i>	med.	WMSF	8	4
<i>Crocothemis erythraea</i>	med.		2	5
<i>Sympetrum fonscolombeii</i>	med.		4	5
<i>Sympetrum sanguineum</i>	med.	WFM	14	4
<i>Sympetrum striolatum</i>	med.	WFM	22	4
<i>Sympetrum vulgatum</i>	eurosib/g	WMSF	11	4

¹⁾ vgl. Legende in Tab. 1!

Tab. 3: Aufteilung der Odonaten in verschiedene Habitatgruppen: Vergleich zwischen Burgäschi (BS)- und Inkwilersee (IS)

Faktoren	Gruppe ¹⁾	Anz.Arten BS	Anz. Arten IS
F	rheophile Fliesswasserarten	4	3
FW	thermophile Fliesswasserarten	1	1
FS	stenöke Fliesswasser-Seearten	2	1
FSW	euryöke Fliesswasser-Seearten	2	2
S	stenöke Seearten	2	1
SM	säuretolerante Seearten	1	
SMW	Moorseearten	1	2
MW	euryöke Moorarten	1	
M	stenöke Moorarten		
TWM	Moortümpel-Arten		
TW	euryöke Tümpelarten	2	1
T	stenöke Tümpelarten		
W	stenöke Weiherarten	1	1
WFM	euryöke Weiherarten	5	6
WMSF	Ubiquisten i.w.S.	13	12

1) Nach ST. QUENTIN (1960)

Tab. 4: Odonaten am Burgäschisee: Vergleich zu früheren Erhebungen

Art	1884 <i>Liniger</i>	1985–89 <i>Schwaller</i>
<i>Calopteryx splendens</i>	*	*
<i>Calopteryx virgo</i>	*	*
<i>Lestes sponsa</i>	?	*
<i>Lestes virens</i>	*	
<i>Chalcolestes viridis</i>		*
<i>Platycnemis pennipes</i>	*	*
<i>Ischnura elegans</i>	*	*
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*	*
<i>Enallagma cyathigerum</i>	?	*
<i>Cercion lindenii</i>		*
<i>Coenagrion puella</i>	*	*
<i>Coenagrion pulchellum</i>		*
<i>Erythromma najas</i>	*	*
<i>Erythromma viridulum</i>		*
<i>Gomphus pulchellus</i>	*	
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	*	*
<i>Brachytron pratense</i>		*
<i>Aeshna cyanea</i>	*	*
<i>Aeshna grandis</i>	*	*
<i>Anaciaeschna isosceles</i>	*	
<i>Aeshna juncea</i>	*	
<i>Aeshna mixta</i>	*	*
<i>Anax imperator</i>	*	*
<i>Anax parthenope</i>	*	*
<i>Cordulegaster bidentatus</i>		*
<i>Cordulegaster boltonii</i>	?	*
<i>Cordulia aenea</i>	*	*
<i>Epithea bimaculata</i>		*
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	*	
<i>Somatochlora metallica</i>	*	*
<i>Libellula depressa</i>	*	*
<i>Libellula fulva</i>	*	*
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*	*
<i>Orthetrum brunneum</i>	*	*
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*	*
<i>Crocothemis erythraea</i>		*
<i>Sympetrum danae</i>	*	*
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	*	*
<i>Sympetrum fonscolombeii</i>	*	*
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*	*
<i>Sympetrum striolatum</i>	?	*
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*	*
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	*	

Tab. 5: Arten und deren maximale Abundanzklassen (nach DUFOUR, 1976) und Autochthoniestati am Burgäschi-see 1985–1989

Art	Max. Ab.klasse am See ¹⁾	in 500 m ² ²⁾	Autochthonie ³⁾
<i>Calopteryx splendens</i>	IV		m
<i>Calopteryx virgo</i>	I		m
<i>Chalcolestes viridis</i>	IV		s
<i>Lestes sponsa</i>	I		m
<i>Platycnemis pennipes</i>	VII	3	s
<i>Ischnura elegans</i>	VII	3	s
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	I		s
<i>Enallagma cyathigerum</i>	XII	116	s
<i>Cercion lindenii</i>	IV		w
<i>Coenagrion puella</i>	VII	3	s
<i>Coenagrion pulchellum</i>	V		w
<i>Erythromma najas</i>	X	23	s
<i>Erythromma viridulum</i>	X	23	s
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	I		m
<i>Brachytron pratense</i>	II		s
<i>Aeshna cyanea</i>	III		s
<i>Aeshna grandis</i>	VI		s
<i>Aeshna mixta</i>	V		s
<i>Anax imperator</i>	VIII	6	s
<i>Anax parthenope</i>	III		s
<i>Cordulegaster bidentatus</i>	I		m
<i>Cordulegaster boltoni</i>	II		w
<i>Cordulia aenea</i>	VIII	6	s
<i>Epitheca bimaculata</i>	II (Exuv.)		s
<i>Somatochlora metallica</i>	II		m
<i>Libellula depressa</i>	II		w
<i>Libellula fulva</i>	IV		s
<i>Libellula quadrimaculata</i>	VIII	6	s
<i>Orthetrum brunneum</i>	II		w
<i>Orthetrum cancellatum</i>	VIII	6	s
<i>Crocothemis erythraea</i>	V		s
<i>Sympetrum danae</i>	I		m
<i>Sympetrum depressiusculum</i>	? (Exuv.)		s
<i>Sympetrum fonscolombei</i>	II		s
<i>Sympetrum sanguineum</i>	II		s
<i>Sympetrum striolatum</i>	V		s
<i>Sympetrum vulgatum</i>	V		s

¹⁾ Maximale Abundanzklasse nach «Methode 1» (vgl. Kap. 7.1.1.1.)

²⁾ Maximale Abundanzwerte in 500 m² Schwimmblattzone/Röhrichtgürtelrand

³⁾ A.: «Bodenständigkeit»;

«m»: möglicherweise autochthon

«w»: wahrscheinlich autochthon

«s»: sicher autochthon

Tab. 6: Arten und deren maximale Abundanzklassen (nach DUFOUR, 1976) und Autochthoniestati am Inkwilersee 1985–1989

Art	max. Ab.klasse am See ¹⁾	in 500 m ² ²⁾	Autochthonie ³⁾
<i>Calopteryx splendens</i>	III		m
<i>Calopteryx virgo</i>	I		m
<i>Chalcolestes viridis</i>	VI		s
<i>Platycnemis pennipes</i>	I		m
<i>Ischnura elegans</i>	VI	1	s
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	II		w
<i>Enallagma cyathigerum</i>	II	0	w
<i>Sympecma fusca</i>	I		s
<i>Coenagrion puella</i>	VII	1	w
<i>Coenagrion pulchellum</i>	VII	1	s
<i>Erythromma najas</i>	VII	1	s
<i>Erythromma viridulum</i>	VII	1	w
<i>Brachytron pratense</i>	V		s
<i>Aeshna cyanea</i>	IV		w
<i>Aeshna grandis</i>	V		s
<i>Aeshna mixta</i>	VI		s
<i>Anax imperator</i>	VII	1	s
<i>Anax parthenope</i>	II		w
<i>Cordulegaster boltoni</i>	II		m
<i>Anaciaeshna isosceles</i>	V		s
<i>Cordulia aenea</i>	VI	1	s
<i>Somatochlora metallica</i>	II		s
<i>Libellula depressa</i>	II		w
<i>Libellula fulva</i>	VIII		s
<i>Libellula quadrimaculata</i>	VII	1	s
<i>Orthetrum brunneum</i>	I		m
<i>Orthetrum cancellatum</i>	VIII	3	s
<i>Crocothemis erythraea</i>	I		m
<i>Sympetrum fonscolombei</i>	I		m
<i>Sympetrum sanguineum</i>	VI		s
<i>Sympetrum striolatum</i>	VII		s
<i>Sympetrum vulgatum</i>	VI		s

1) Maximale Abundanzklasse nach «Methode 1» (vgl. Kap. 7.1.1.2.)

2) Maximale Abundanzwerte in 500 m² Schwimmblattzone/Röhrichtgürtelrand

3) A.: «Bodenständigkeit»;

«m»: möglicherweise autochthon

«w»: wahrscheinlich autochthon

«s»: sicher autochthon

Tab. 7: Maximale Abundanzen ausgewählter Arten¹⁾ in Probeflächen verschiedener Uferabschnitte am Burgäschisee 1989 (nach «Methode 2», vgl. Kap. 7.1.1.1.)

	Süd-Ufer	Nord-Ufer	West-Ufer	Nordwest-Ufer	Max. Abundanz- klasse	Nordwest-Ufer (nur SBZ)
Probefläche ²⁾	190	364	147	128		400
Gesamtfläche ²⁾	3125	3125	9687	5625		5625
UFKT 1 ³⁾	16,45	8,59	65,90	43,95		14,06
UFKT 2 ⁴⁾	2,63	1,37	3,40	3,91		1,25
Art ⁵⁾ :						
<i>Pla pen</i>	0 (0)	0 (0)	198 (10)	0 (0)	VIII	0 (0)
<i>Isc ele</i>	0 (0)	34 (5)	132 (7)	220 (19)	IX	141 (12)
<i>Ena cya</i>	164 (26)	1203 (192)	1977 (102)	879 (78)	XIII	98 (9)
<i>Coe pue</i>	0 (0)	26 (4)	132 (7)	220 (19)	IX	
<i>Ery naj</i>	0 (0)	429 (69)	132 (7)	879 (78)	XI	351 (31)
<i>Ery vir</i>	33 (5)	859 (137)	132 (7)	1758 (15)	XII	1673 (149)
<i>Ana imp</i>	16 (3)	17 (3)	132 (7)	132 (12)	IX	56 (5)
<i>Cor aen</i>	16 (3)	17 (3)	198 (10)	220 (19)	IX	70 (6)
<i>Lib qua</i>	0 (0)	26 (4)	132 (7)	264 (23)	IX	211 (19)
<i>Ort can</i>	66 (10)	26 (4)	329 (17)	132 (12)	X	98 (9)

¹⁾ Besonders häufige Arten und Arten, deren Bestände mit «Methode 1» nur schwer abschätzbar sind.

²⁾ Angaben in m²

³⁾ Umrechnungsfaktor 1 für die gesamte Schwimmblattzone (SBZ) und den Röhrichtgürtel (RG) des betreffenden Uferabschnitts

⁴⁾ Umrechnungsfaktor 2 für eine Fläche von 500 m² SBZ/RG des betreffenden Uferabschnitts; Werte in Klammern.

⁵⁾ Ausgeschriebene Namen siehe Tabelle 1

Tab. 8: Maximale Abundanzen ausgewählter Arten in Probeflächen verschiedener Uferabschnitte am Inkwilersee 1989 (nach «Methode 2»; vgl. Kap. 7.1.1.2.)

	Süd-Ufer	Nord-Ufer	West-Ufer	Nordwest-Ufer	Max. Abundanz- klasse	Nordost-Ufer (nur SBZ)
Probefläche	240	475	779	520		6053
Gesamtfläche	4744	20941	10143	10634		20941
UFKT 1	19,77	44,08	13,02	20,45		3,46
UFKT 2	2,08	1,05	0,64	0,96		0,08
Art:						
<i>Isc ele</i>	0 (0)	264 (6)	65 (3)	82 (4)	IX	38 (3)
<i>Ena cya</i>	0 (0)	0 (0)	39 (2)	20 (1)	VI	55 (4)
<i>Coe pue</i>	0 (0)	441 (10)	651 (32)	307 (14)	XI	
<i>Coe pul</i>	0 (0)	0 (0)	26 (1)	0 (0)	V	
<i>Ery naj</i>	0 (0)	661 (16)	260 (13)	123 (6)	XI	
<i>Ery vir</i>	0 (0)	0 (0)	195 (10)	41 (2)	VIII	100 (8)
<i>Ana imp</i>	20 (2)	132 (3)	52 (3)	20 (1)	VIII	
<i>Cor aen</i>	20 (2)	44 (1)	39 (2)	61 (3)	VIII	
<i>Lib qua</i>	0 (0)	44 (1)	39 (2)	164 (8)	VIII	
<i>Ort can</i>	0 (0)	176 (4)	39 (2)	61 (3)	IX	

Legende: siehe Tab. 7

Tab. 9: Arten mit grossen Differenzen in den maximalen Abundanzklassen zwischen den Seen

Art	See, an dem Art deutlich weniger häufig ist (f = fehlend)	Differenz in Abundanzklassen nach Methode		Max. Bestandesdichte pro 500 m ² SBZ/aRG ¹⁾	
		1	2	am BS	am IS
<i>Pla pen</i>	IS	VI	VIII	10	0
<i>Ena cya</i>	IS	X	VII	192	4
<i>Cer lin</i>	IS (f)	IV			
<i>Ery naj</i>	IS	III	0	78	16
<i>Ery vir</i>	IS	III	IV	149	10
<i>Bra pra</i>	BS	III			
<i>Ana iso</i>	BS (f)	V			
<i>Lib ful</i>	BS	IV			
<i>Cro ery</i>	IS	IV			
<i>Sym san</i>	BS	IV			

¹⁾ nach «Methode 2»; vgl. Kap. 7.1.1.

Tab. 10: Maximale Bestandesdichten bei häufigen Arten pro 500 m² an beiden Seen

Art	Max. Bestandesdichten pro 500 m ² SBZ/aRG			
	nach «Methode 1»		nach «Methode 2»	
	am IS	am BS	am IS	am BS
<i>Isc ele</i>	1	3	6	19
<i>Coe pue</i>	1	3	32	19
<i>Coe pul</i>	1	1	1	
<i>Ana imp</i>	1	6	3	12
<i>Cor aen</i>	1	6	3	19
<i>Lib qua</i>	1	6	8	23
<i>Ort can</i>	3	6	4	17
<i>Sym str</i>	1	1		

Tab 11: Maximale Abundanzklassen¹⁾ von «Rote Liste»-Arten²⁾ nach DUFOUR (1976)

Art	Mai					Juni					Juli					August				
	1985	1986	1987	1988	1989	1985	1986	1987	1988	1989	1985	1986	1987	1988	1989	1985	1986	1987	1988	1989
<i>Ana iso</i> (am IS)	0	0	IV	V		III	III	IV	I	II	II	0		0	0	0	0		0	0
<i>Lib ful</i> (am IS) (am BS)	0	0	VII	VIII		IV	V	V	VI	VII	III	0		II	III	I	0		0	0
	0		III			I	IV	0	II	II										
<i>Bra pra</i> (am IS) (am BS)	V	0	IV	IV																
	I		II																	
<i>Ana par</i> (am IS) (am BS)	I	0	0	I		0	0	I	0	0	0	III		0	II	0	I		0	0
	I		II			I	III	II	III	0						I	II		II	0
<i>Cro ery</i> (am IS) (am BS)									IV	0	0	I		0	0	0	0		0	I
						0	0	0			II	II		V	III	II	II		0	0
<i>Cer lin</i> (am BS)									II	0	0	IV		I	II	0	I		I	0

¹⁾ nach «Methode 1»; vgl. Kap. 7.1.1.

²⁾ nach MAIBACH & MEIER (1987)

Tab. 12: Odonaten am Burgäschisee: Flugbeobachtungen («F»), Paarungen («P») und Eiablagen («E») 1985–1989¹⁾

Art	1985	1986	1987	1988	1989	
<i>Cal spl</i>	F	F		F		3
<i>Cal vir</i>				F		3
<i>Cha vir</i>		F		FPE	FPE	2
<i>Les spo</i>				F		
<i>Pla pen</i>	FPE	FPE	F	FPE	FPE	
<i>Isc ele</i>	FPE	F	F	FPE	FPE	2
<i>Pyr nym</i>		F		F	F	
<i>Ena cya</i>	FPE	FPE	F	FPE	FPE	
<i>Cer lin</i>		FE		FE	FP	
<i>Coe pue</i>	FPE	FP	F	FPE	FPE	2
<i>Coe pul</i>	FP	FP			FPE	2
<i>Ery naj</i>	FPE	FPE	F	FPE	FPE	2
<i>Ery vir</i>	FPE	FPE		FPE	FPE	2
<i>Gom vul</i>				F		
<i>Bra pra</i>		FE		F	FE	2
<i>Aes cya</i>		F		F	FE	
<i>Aes gra</i>	FE	F		FE	FE	2
<i>Aes mix</i>	F	F		F	FP	
<i>Ana imp</i>	FPE	FPE	FE	FPE	FPE	2
<i>Ana par</i>	F	FPE	F	FE	FE	
<i>Cor bid</i>					F	
<i>Cor bol</i>	F	F			FE	
<i>Cor aen</i>	F	FE	F	FPE	FPE	2
<i>Som met</i>	F	F		F	F	
<i>Lib dep</i>	F	F		F	FE	1
<i>Lib ful</i>	F	F	FP	FP	F	2
<i>Lib qua</i>	FPE	FPE	FPE	FPE	FPE	2
<i>Ort bru</i>	F	F		FPE	FPE	
<i>Ort can</i>	FPE	FPE	FPE	FPE	FPE	2
<i>Cro ery</i>	F	FPE	FPE	FPE	FPE	
<i>Sym dan</i>	F					
<i>Sym fon</i>	FE					
<i>Sym san</i>		F				
<i>Sym str</i>	FPE	FPE		FPE	FPE	2
<i>Sym vul</i>	FPE			FPE	FE	2

1) letzte Spalte: «1»: an beiden Seen nur in einem Untersuchungsjahr wahrscheinlich autochthon
 «2»: an beiden Seen in mind. 2 Untersuchungsjahren wahrscheinlich autochthon
 «3»: an beiden Seen keine Fortpflanzungshinweise

2) vgl. Kap. 8.1.2 und 8.2.2

Tab. 13: Odonaten am Inkwilersee: Flugbeobachtungen («F»), Paarungen («P») und Eiablagen («E») 1985–1989¹⁾

Art	1985	1986	1987	1988	1989	
<i>Cal spl</i>	F			F	F	3
<i>Cal vir</i>		F		F	F	3
<i>Cha vir</i>	F	F		FPE	FPE	2
<i>Pla pen</i>	F					
<i>Isc ele</i>	FP	FPE	FP	FPE	FP	2
<i>Pyr nym</i>		F		F	FP	
<i>Ena cya</i>				F	FP	
<i>Sym fus</i>				F		
<i>Coe pue</i>	FPE	FPE	FPE	FPE	FPE	2
<i>Coe pul</i>	FP	FPE	FPE	FPE	FPE	2
<i>Ery naj</i>	FP	F	F	FE	FPE	2
<i>Ery vir</i>	F	F		FPE	FP	2
<i>Bra pra</i>		FE		FPE	FPE	2
<i>Aes cya</i>	FE	F		FE	F	
<i>Aes gra</i>	FE	FE		FE	FE	2
<i>Aes mix</i>	F	F		FPE	FPE	
<i>Ana imp</i>	FE	FE	FE	FPE	FE	2
<i>Ana par</i>	F	F	F	FE	F	
<i>Cor bol</i>					F	
<i>Ana iso</i>	FE	F	F	F	FP	
<i>Cor aen</i>	F	F	F	FPE	FPE	2
<i>Som met</i>	F	F		F	F	
<i>Lib dep</i>	FPE	F		F	F	1
<i>Lib ful</i>	F	FP	F	FPE	FPE	2
<i>Lib qua</i>	FE	FE	FPE	FPE	FPE	2
<i>Ort bru</i>	F					
<i>Ort can</i>	FPE	FP	FPE	FPE	FPE	2
<i>Cro ery</i>		F			F	
<i>Sym fon</i>		F	F	F		
<i>Sym san</i>	FPE	F		FPE	FP	
<i>Sym str</i>	FPE	FPE		FPE	FPE	2
<i>Sym vul</i>	FPE	FPE		FPE	FPE	2

¹⁾ vgl. Legende in Tab. 12

²⁾ vgl. Kap. 8.1.2 und 8.2.2

Tab. 14: Quantitative Analyse der Fortpflanzungsaktivitäten der Odonaten am Burgäschisee 1988/89

Art	Anzahl Paarungen		Anzahl Eiablagen		Paarungen und Eiablagen 1989 addiert
	1988	1989	1988	1989	
<i>Cha vir</i>	1	4	1	3	7
<i>Pla pen</i>		12	12	28	40
<i>Isc ele</i>	1	1	2	6	7
<i>Ena cya</i>		181		22	203
<i>Cer lin</i>		2	1		2
<i>Coe pue</i>	1	5	1	5	10
<i>Coe pul</i>		4			4
<i>Ery naj</i>		58		97	155
<i>Ery vir</i>		171		540	711
<i>Bra pra</i>				1	1
<i>Aes cya</i>				1	1
<i>Aes gra</i>			15	18	18
<i>Aes mix</i>		3			3
<i>Ana imp</i>		2	37	60	62
<i>Ana par</i>			1	1	1
<i>Cor aen</i>	2	30		10	40
<i>Lib dep</i>				1	1
<i>Lib qua</i>		26		22	48
<i>Ort can</i>	md. 26	16	md. 26	13	29
<i>Cro ery</i>	md. 5	7	5	6	13
<i>Sym str</i>	2	6	13	6	12
<i>Sym vul</i>	2	0	3	1	1

Tab. 15: Quantitative Analyse der Fortpflanzungsaktivitäten der Odonaten am Inkwilersee 1988/89

Art	Anzahl Paarungen		Anzahl Eiablagen		Paarungen und Eiablagen 1989 addiert
	1988	1989	1988	1989	
<i>Cha vir</i>	7	16	12	10	26
<i>Isc ele</i>	4	97	0	0	97
<i>Ena cya</i>		7			7
<i>Coe pue</i>	md. 7	18	md. 9	24	42
<i>Coe pul</i>		13		3	16
<i>Ery naj</i>		5		1	6
<i>Ery vir</i>	2	19	1	0	19
<i>Bra pra</i>		1		6	7
<i>Aes cya</i>			1		
<i>Aes gra</i>			7	7	7
<i>Aes mix</i>	3	3	1	2	5
<i>Ana imp</i>			md. 17	27	27
<i>Ana iso</i>		1			1
<i>Cor aen</i>		6	1	2	8
<i>Lib ful</i>	md. 6	46		1	47
<i>Lib qua</i>	md. 2	4		4	8
<i>Ort can</i>	md. 19	13	md. 22	4	17
<i>Sym san</i>	3	2	3	0	2
<i>Sym str</i>	13	7	8	11	18
<i>Sym vul</i>	12	15	28	12	27

Tab. 16: Exuvienfunde am Burgäschisee 1988/89 («M» = Männchen, «W» = Weibchen)

Art	Burgäschisee 1988			Burgäschisee 1989		
	Anzahl M.	Anzahl W.	Total	Anzahl M.	Anzahl W.	Total
<i>Pla pen</i>			zahlreich			4
<i>Isc ele</i>	1	1	md. 14			14
<i>Pyr nym</i>	1		1			
<i>Ena cya</i>			3			
<i>Coe pue</i>	1	1	2			
<i>Ery naj</i>			zahlreich	11	6	23
<i>Ery vir</i>			1	1		1
<i>Bra pra</i>		1	1		1	1
<i>Aes cya</i>	2	3	5		1	1
<i>Aes gra</i>	12	17	29	8	14	22
<i>Aes mix</i>	1		1			
<i>Ana imp</i>	13	23	40	25	44	72
<i>Ana par</i>	2	1	3	4	3	7
<i>Cor aen</i>	96	106	217	585	562	1150
<i>Epi bim</i>					2	2
<i>Lib ful</i>	7	2	9	4		4
<i>Lib qua</i>	38	47	85	41	44	85
<i>Ort can</i>	47	62	110	42	67	109
<i>Cro ery</i>		1	1	3	1	4
<i>Sym dep</i>				10	3	14
<i>Sym fon</i>		1	1			
<i>Sym san</i>	2	5	8	1	1	2
<i>Sym str/vul</i>	4	2	6	15	11	26
<i>Sym sp</i>	6	18	26	6	7	14

Tab. 17: Exuvienfunde am Inkwilersee 1988/89 («M» = Männchen, «W» = Weibchen)

Art	Inkwilersee 1988			Inkwilersee 1989		
	Anzahl M.	Anzahl W.	Total	Anzahl M.	Anzahl W.	Total
<i>Cha vir</i>	6	5	md. 11	5	4	11
<i>Isc ele</i>	3	1	md. 20			37
<i>Sym fus</i>	1		1			
<i>Coe pul</i>	2	2	md. 5			1
<i>Ery naj</i>			md. 3	1	1	2
<i>Bra pra</i>	1	6	8	3	2	5
<i>Aes gra</i>	1	4	5	3	1	5
<i>Aes mix</i>	1	2	3	2		2
<i>Ana imp</i>	4	1	6	6	1	8
<i>Ana iso</i>				4	1	6
<i>Cor aen</i>	3	3	9	26	34	60
<i>Som met</i>				2		2
<i>Lib ful</i>	23	22	45	140	163	303
<i>Lib qua</i>	10	9	19	6	6	12
<i>Ort can</i>	30	37	70	24	31	55
<i>Sym san</i>	3	6	9			
<i>Sym str/vul</i>	9	2	11	2	6	8
<i>Sym sp</i>	7	5	14	3	2	5

Tab. 18: Exuvienfunde 1988/89: Seenvergleich

Art	IS 88/89 pro 10 m ²	BS 88/89 pro 10 m ²	Faktor
<i>Bra pra</i>	0,13	0,02	6,30
<i>Aes gra</i>	0,10	0,51	5,30
<i>Ana imp</i>	0,14	1,11	7,93
<i>Cor aen</i>	0,67	13,55	20,22
<i>Lib ful</i>	3,38	0,13	25,90
<i>Lib qua</i>	0,30	1,68	5,60
<i>Ort can</i>	1,22	2,17	1,78
<i>Sym sp.</i>	0,37	0,71	1,92