©Ges. Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

NACHRICHTENBLATT

DER
BAYERISCHEN
ENTOMOLOGEN

NachrBl. bayer. Ent. 43(1/2) 15. April 1994 ISSN 0027-7452

Inhalt: UTSCHICK, H.: Entwicklung der Libellenfauna durch Anlage und Management der Innstaustufe Perach 1975-1987 (Odonata), S. 1. - FÜRSCH, H.: *Scymnus fennicus* am sudl. Alpenrand? (Coleoptera, Coccinellidae), S. 16. - LÖHR, P.-W.: Nachweis von *Platycheirus melsem* VOCKEROTH, 1990, aus den Bayerischen Alpen (Diptera, Syrphidae), S. 18. - SPORNRAFT, K. und A. G. KIREJTSHUK: Eine neue sudafrikanische *Meligethes*-Art (Coleoptera, Nitidulidae), S. 19. - GRÜNWALD, M.: Hilltopping beim Schwalbenschwanz (*Papilio machaon* L., 1758), eine bemerkenswerte Beobachtung auf dem Flughafen München (Lepidoptera, Papilionidae), S. 21. - WEINZIERL, A.: Nachweise limnischer Netzflügler aus Niederbayern (Megaloptera, Planipennia), S. 24. - HAUSMANN, A.: *Idaea blaesii* LENZ & HAUSMANN, 1992, neu für die Faunen Spaniens und Marokkos (Lepidoptera, Geometridae, Sterrhinae), S. 28. - COOK, C.: Eine neue Organisation, die "International Scientifc Collectors Association" ist gegründet, S. 29. - Aus der Münchner Entomologischen Gesellschaft, S. 31.

Entwicklung der Libellenfauna durch Anlage und Management der Innstaustufe Perach 1975-1987

SMITHSONIAN LIBRARIES

(Odonata)

Hans UTSCHICK

Abstract

Shifts in a dragonfly community from a riverine landscape near Perach (lower Inn) due to river reservoir construction and management 1975-87. The dragonfly communitiy from a riverine landscape changed seriously after filling up a new river reservoir. During the construction period the former most abundant species prefering small ponds and sedge-reeds within old river loops, like *Sympetrum danae*, were complemented by gravel pit species. After filling up the reservoir a strong ground- and percolation waterflow passed the old, former mainly dry river loops and turned the small ponds and low reeds into cold creeks. This resulted in declined dragonfly densities, but 1 year later the community recreated, shifting toward ubiquitious species prefering richly vegetated, open ponds like *Coenagrion puella*, *Sympetrum vulgatum* and *Libellula quadrimaculata*. 10 years later the community showed much higher portions of zygoptera dragonflies. The density of anisoptera dragonflies fluctuated due to high water impact and fishermen activities. Dragonflies, typical for natural riverine waterhabitats, like the *Calopteryx*- or *Onychogomphus*-species, invaded the area only in small numbers till now. Nevertheless in a long way the regeneration of riverine landscapes may show more positive

Copyright © 1994 by Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München
Nymphenburger Straße 2b, D-80335 München

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

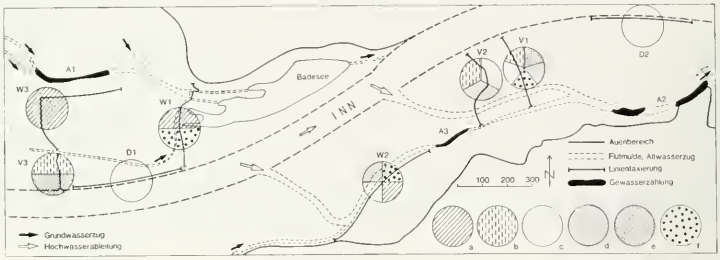

Abb. 1. Lage der Testflächen in den Innauen der Staustufe Perach (Inn-km 83,8 bis 86,5). Zählstrecken an Gewässern: A1-A3. Linientaxierungen in den Landlebensräumen: offene Überhälterau (V1-V3), Auwald (W1-W3), flußbegleitende Dämme (D1, D2). a = Grauerlenau mit Niederwaldbewirtschaftung, rechtsseits mit höheren Eschenanteilen; b = edellaubholzreiche, junge Bestände mit vergreisten Weiden und Pappeln im Überhalt; c = Dammvorländer, Dämme, Schotterwege; d = künstliche Hochwasserflutmulden mit gelegentlicher Flußwassereinleitung; e = beruhigte Altwasserarme bzw. -bekken mit Tumpeln und Röhricht; f = Aubäche und Altwässer mit ganzjährigem Grundwasserzug.

effects on the dragonfly community than the creation of artificial ponds. Further important contraints of optimal riverine dragonfly habitats are open river forest sites with small ponds and warm, unshaded gravel roads or dams.

1. Zielsetzung

Die Fluß- und Bachauen der Urstromtäler waren ursprünglich die Hauptlebensräume für die meisten Libellenarten. Stammesgeschichtlich ältere Familien wie die Gomphiden sind auch nach wie vor an solche Habitate gebunden (DREYER 1986). Heute zählen die Fluß- und Bachlibellen - zusammen mit den Moorlibellen - zu den am stärksten gefährdeten Libellengruppen. Renaturierungsmaßnahmen in Flußauen, bei Zulassen einer natürlichen Hochwasserdynamik mit hohen Erfolgsaussichten (REICHHOLF-RIEHM 1993), sollten daher auch zum Ziel haben, die Lebensbedingungen für diese Libellen zu verbessern.

Die Staustufe Perach wurde 1977 mit der Intention in Betrieb genommen, ausgetrocknete Flußauen durch eine Grundwasseranhebung und durch Simulation der ehemaligen Flußdynamik mittels Ausleitung von Hochwässern in den Auwald wiederzubeleben (Fließpolderprinzip; DISTER 1991). Als in ihrer Fortpflanzung überwiegend auf Gewässer angewiesene Artengruppe sind Libellen besonders gut als Bioindikatoren für die Erfolgskontrolle der Regeneration von Altwasserzügen und Augewässern geeignet (BLAB 1993, SIEDLE 1992), vor allem, weil optimale Verhältnisse in Libellengemeinschaften von Flußauen auf eine noch funktionierende Hochwasserdynamik hinweisen. Diese Indikatorfunktion darf allerdings nicht zu eng gefaßt werden oder nur auf Einzelarten aufbauen (BURMEISTER 1988). Entsprechende Arbeiten fehlen bisher im Fließwasserbereich mit wenigen Ausnahmen (z.B. BÖTTGER 1986) weitgehend, und auch zur Nutzung gewässernaher Landlebensräume existieren kaum systematische Untersuchungen.

Die terrestrischen Teile der Peracher Innauen haben bisher auf die Veränderungen des hydrologischen Regimes infolge des Staustufenbaus bei relativ seltener Aktivierung der Fließpolder und damit der auentypischen Grundwasserdynamik nicht wie erhofft reagiert und entwickeln sich eher zur relativ trockenen Hartholzau weiter, wie Arbeiten zur Vegetation (PFADENHAUER & ESKA 1985) bzw. zur Fauna (Tag- und Nachtfalter, Zaunkönig; UTSCHICK 1977, 1989, 1990) zeigten. Untersuchungen zu einer eventuell höheren Wuchsleistung der Baumarten stehen aber noch aus. In Teilbereichen mit breiten Flutmulden und gelegentlicher Einleitung von Hochwäs-

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

Abb. 2. Ehemalige Altwasserrinne in den linksseitigen Peracher Innauen im Februar 1976 vor Inbetriebnahme der Innstaustufe Perach bei relativ hohem Wasserstand (Testfläche A1). Im Spätsommer 1976 trocknete das Gewässer bis auf wenige m² aus.

sern haben jedoch die Amphibienbestände stark zugenommen (UTSCHICK 1994).

Ziel der Arbeit ist es, die Auswirkungen der Staustufe in der Bauphase, unmittelbar nach Inbetriebnahme und nach 10jährigem Betrieb auf die Libellenfauna zu ermitteln und daraus Hinweise für das weitere Staustufenmanagement abzuleiten. Darüber hinaus sollen Grundlagen für die Berücksichtigung der Libellen bei der geplanten Renaturierung der Alzauen im NSG "Untere Alz" erarbeitet werden (BRAUN 1994). Untere Alz und Unterer Inn sind zudem noch "weiße Flecken" in der Artenschutzkartierung Bayern (REICH & KUHN 1988), sodaß hier Lücken geschlossen werden.

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet und hydrologische Situation

Die Flußauen bei Perach (Lkr. Altötting, Obb.) und ihre Entwicklung wurden bereits mehrfach beschrieben. Zur Lage und Charakteristik der Probeflächen für die Libellenaufnahmen siehe Abb. 1 und UTSCHICK 1977, 1989, 1990, 1993. Die Grauerlen-, Edellaubholz- und Weiden-/Pappelauen mit ihren ehemaligen Altwasserzügen und Altwasserresten waren ab Oktober 1974 zunächst durch den Staustufenbau mit Erdbewegungen und Auwaldrodungen, ab Erreichen des Stauzieles im März 1977 durch die hydrologischen Auswirkungen des Einstaus einem sehr starken Wandel unterworfen. War der Inn vor dem Einstau bis zu 3 m eingetieft und die ehemaligen Altwasserzüge mit wenigen Ausnahmen trocken bzw. bestenfalls in kleine Reste oder Tümpelketten aufgelöst (Abb. 2), so stieg danach der Grundwasserspiegel in der Au stark an, wodurch zahlreiche temporäre Kleingewässer entstanden und viele trockene Altwasserzüge durch Ableitung dieses Sicker- und Grundwassers zu schnell fließenden Bächen wurden (Abb. 3; bis zu 1 m/

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

sec an Verengungen). Dieser Effekt wurde noch verstärkt durch Modellierungen dieser Altwasserzüge, wobei vor allem rechtsseits des Inn bestehende Gewässer durch Abtrag von kleineren Geländeschwellen verbunden und die Hochwasser-Flutmulden teilweise kräftig aufgeweitet wurden (Abb. 5). Dazu kamen - baubedingt - vorübergehend offene, besonnte, im Herbst häufig austrocknende Kleingewässer. Mit abnehmender Uferfiltration sank dann der Abfluß in den Altwasserzügen wieder etwas, wobei sich in weniger stark durchströmten Nebenarmen oder Becken vor allem rechtsseits neue Tümpelketten bildeten. Gelegentliche Einleitung von Hochwässern mittels zwei durch Tosbecken gesicherter Überläufe führte zudem zu Schlamm- und Schwemmgutverlagerungen und -einträgen, die ebenfalls neue, für Pionierarten besonders interessante Feuchtbiotope hervorbrachten (Abb. 6). Andere, ehemals von Seggen (vor allem *Carex flava*) bestandene, trockene Altwasserrinnen verschilften völlig. In den nach 1977 verbundenen Altwasserresten auf der linken Innseite mit Grundwasserzug entwickelten sich dichte Unterwasserrasen (Abb. 4), und teilweise wuchsen die Augräben auch völlig mit Wasserpest zu. Rechtsseits wurden auch auf kleiner Fläche Erlenauen langanhaltend unter Wasser gesetzt. Insgesamt gesehen wurde die Au aber zumindest linksseits nach 1980 gegenüber 1977 wieder deutlich trockener. Die rechtsseits zur Hochwasserableitung vorgesehenen Rinnen waren wie die Deichvorländer 1987 in den trockeneren Abschnitten dicht von Weiden bewachsen und mußten teilweise freigeschnitten werden.

Die hydrologische Entwicklung in der linksseitigen Peracher Au entspricht weitgehend der in der Donaustufe Ingolstadt, wo 10 Jahre nach dem Einstau bei Verdreifachung der Altarm-Wasserflächen große Bereiche der altarmnahen Au trockener waren als vor dem Einstau 1971 (KIENER 1984).

Tab. 1 gibt Aufschluß über die für die Auen relevanten Wasserführungen des Inn 1977-87. Hochwässer werden erst bei einer Wasserführung von ca. 2000 m^3/sec (MQ = 371 m^3/sec) in die Au abgeleitet und bei einem Katastrophenhochwasser (HHQ = 3000 m^3/sec) gehen 200 m^3/sec durch die Au. Bei Wasserführungen von 1400-2000 m^3/sec wird das Stauziel am Wehr vom Normalziel (361,60 m über NN) auf 361,00 kontinuierlich abgesenkt, und nur, wenn dies zu langsam geschieht, springen die Hochwasserüberleiter kurzzeitig (einige Minuten) an. 1987 kam es allerdings bereits bei Wasserführungen von 1000-1200 m^3/sec zu einem verstärkten Sicker-/Grundwasserzug in den Altwasserrinnen, zum Teil mit für Schwemmguttransport ausreichender Schleppkraft. Abtragungen und Auflandungen infolge Schlammablagerung gab es vor allem durch die Hochwässer von 1981 (HQ = 2310 m^3/sec am 20.7.) und 1985 (HQ = 2520 m^3/sec am 7.8.), bei denen immerhin 50 bzw. 75 m^3/sec über die Hochwassereinleiter strömten. Langfristig müßte dies wieder zu einer naturnahen Oberflächengestaltung der Au zumindest im engeren Bereich der hochwasserbeeinflußten Altwasserzüge führen. 1993 kam es wieder zu einem Katastrophenhochwasser, bei dem etwa 20 ha benachbarter landwirtschaftlicher Grünflächen unter Wasser standen. Großflächige, lang anhaltende Überflutungen der Au durch Innhochwässer fanden aber bisher nicht statt und sind auch wegen der landwirtschaftlichen Enklaven im geplanten NSG und den negativen Auswirkungen auf das unmittelbar angrenzende Agrarland derzeit nicht aktiv gestaltbar.

Tab. 1. Wasserführung des Inn an der Staustufe Perach: Tage mit über 1000 m^3/sec. Ab 1400 m^3/sec kann es zu kurzzeitigen Hochwasserüberleitungen in die Au kommen. Ab 2000 m^3/sec werden die Hochwasserableiter voll geflutet. Ab Wasserführungen von über 1000 m^3/sec nimmt der Grundwasserzug vor allem in den rechtsseitigen Flutmulden deutlich zu.

Wasserführung	Tage										
	1977	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87
> 1000 m^3/sec	2	4	7	6	5	4	2	–	3	2	15
> 1400 m^3/sec	1	–	2	–	2	–	–	–	1	–	1
> 2000 m^3/sec	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–	–

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

Abb. 3. Testfläche A1 nach dem Einstau im März 1977. Ein breiter Grund- und Sickerwasserabzug verwandelte das Stillgewässer in einen vegetationsarmen Aubach.

Abb. 4. Testfläche A1 im Oktober 1993. Der Altwasserzug hat sich zu einem stark verkrauteten, weiter abwärts auch breit verschilften, relativ kalten Fließgewässer weiterentwickelt.

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

Abb. 5. Offene Überhälterau in Testfläche V1 mit planierter Hochwasserflutmulde nach dem Einstau im März 1977.

Abb. 6. Verlandungsbereiche mit idealen Libellenlebensräumen im Flutmuldenbereich in V1 im Juli 1980.

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

2.2 Libellenkartierung

Die Libellenerfassung erfolgte durch Linientaxierungen der Imagines auf etwa 4 km Länge entlang von 3 Gewässern (750 m) und in überwiegend terrestrischen Lebensräumen mit Jagd-, Sonn- und Rasthabitaten an Kleingewässern, in Feuchtflächen bzw. entlang von Dämmen und Wegen (3035 m). Die Taxierungen wurden ab Mai 1975 mindestens einmal monatlich durchgeführt. Verwendung fanden die jeweils arten- bzw. individuenreichsten Zählungen pro Monat (optimale Wetterbedingungen), die dann für Mai bis Oktober zu Jahressummen zusammengefaßt wurden (in den Restmonaten keine Beobachtungen). 1981 - 1986 fanden keine systematischen Libellenzählungen statt.

Der Innwerk AG, Töging, als Betreiber des Kraftwerks Perach ist für seine Unterstützung und die Überlassung von Material herzlich zu danken. Zu Dank verpflichtet bin ich auch G. Bierwirth für wertvolle Anregungen und Ergänzungen und E.-G. Burmeister, Zoologische Staatssammlung München, für die kritische Durchsicht der Arbeit.

3. Ergebnisse

3.1 Entwicklung des Artenspektrums

1975-87 wurden in der Au 27 Libellenarten mit zusammen 3267 Individuen registriert (Tab. 2). Rund 75 % aller Libellen flogen an größeren Gewässern und in den zumindest vor dem Einstau daran anschließenden Feucht- und Trockenstandorten mit Seggengesellschaften. In den überwiegend terrestrischen Lebensräumen wurden 23 Arten festgestellt. 1975 war der Libellenreichtum der Gewässerarmut wegen deutlich geringer als in vergleichbaren Auwäldern entlang von eingestauten Flußabschnitten anderer südbayerischer Flüsse (vgl. z.B. BURMEISTER 1990).

Infolge des Staustufenbaus wurden die Innauen von 4 Libellenarten neu besiedelt, von 6 weiteren zumindest vorübergehend. Zu diesen gehört auch *Anax parthenope*, eine von der Verbreitung her südeuropäische Art, die in letzter Zeit häufiger in Flußauen auftritt (BURMEISTER 1988). BIERWIRTH (1994) gelang 1990 sogar ein Larvenfund im linksufrigen Auenbereich. 6 überwiegend ubiquitäre Arten haben zum Teil deutlich zugenommen. Dem stehen Abnahmen bei 2 Arten und der Verlust von 5 Arten seit 1975/76 gegenüber (Tab. 2), darunter mit der südlich der Donau recht seltenen *Lestes dryas*, mit der hochgradig gefährdeten *Onychogomphus forcipatus* und mit *Somatochlora flavomaculata* drei Arten der Roten Listen. Auch *Lestes sponsa* verschwand mit der Flutung der Altwasserrinnen, ist aber nach BIERWIRTH (1994) inzwischen wieder im Gebiet weit verbreitet. Die ehemals dominante Heidelibelle *Sympetrum danae*, 1975 auch an allen gewässernahen Waldwegen die vorherrschende Art, war 1987 nur noch in Einzelexemplaren feststellbar. Dafür dominierte 10 Jahre nach dem Einstau die euryöke Kleinlibelle *Coenagrion puella*.

3.2 Entwicklung der Abundanzen

Die 1975/76 noch in den Innauen vorhandenen isolierten Altwasserreste wurde durch den Staustufenbau in Fließgewässer umgewandelt. Die Libellen reagierten nach den bereits 1976 durch die ungünstigen Witterungsbedingungen verursachten Bestandseinbussen (heißer, trockener Sommer; vgl. UTSCHICK 1990) mit einem weitgehenden Zusammenbruch der Bestände, die aber bereits 1978 durch eine explosionsartige Zunahme von *Coenagrion puella* auf Kosten der vorher in den feuchteren Mulden fliegenden *Sympetrum danae* aufgefangen wurde (Tab. 2).

In den terrestrischen Lebensräumen verlief die Entwicklung ähnlich (Tab. 2). 1976 flogen Libellen fast nur im Bereich von nicht völlig austrocknenden Tümpeln und mieden die Landlebensräume, 1977 gab es im ganzen Bereich der Peracher Auen wegen der Zerstörung der Laichgewässer nur sehr wenig Libellen. Bereits 1978 war, bei starkem Artenwechsel, die Libellendichte von 1975 wieder erreicht. Vor allem die zunehmende Beschattung durch zuwachsende Edellaubholzkulturen und hochwasserbedingte starke Grundwasserableitungen führte 1979/80 zu einem

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

Tab. 2. Libellenzählungen im Bereich der Innstaustufe Perach 1975-1987. * = Art der Roten Listen. D = Dynamik der Einzelarten (E = Extinktion, A = Abnahme, P = Pionierarten der Bauphase, O = Optimum 1977-80, W = wandernde Einzelexemplare, Z = Zunahme, N = Neubesiedlung).

		Gewässerzählung					Transektzählung							
D	Gewässer-/Transektlänge (m)	750	450	450	300	——	3035							——
	Jahr	1975	76	77	78	Σ	75	76	77	78	79	80	87	Σ
N	*Calopteryx splendens* (HARRIS) *	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1	2
N	*Lestes viridis* (Van der LINDEN)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8	8
E	*Lestes dryas* (KIRBY) *	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
E	*Lestes sponsa* (HANSEMANN)	274	25	–	–	299	–	–	–	–	–	–	–	–
	Lestes spec.	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	1	1
O	*Sympecma fusca* (Van der LINDEN)	–	–	–	–	–	–	1	–	3	–	–	–	4
A	*Ischnura elegans* (Van der LINDEN)	18	2	–	10	30	1	–	–	7	–	2	–	10
P	*Ischnura pumilio* (CHARPENTIER) *	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1
N	*Enallagma cyathigerum* (CHARP.)	–	1	–	–	1	–	–	–	3	2	–	14	19
Z	*Coenagrion puella* (L.)	25	49	12	355	441	–	6	1	20	13	5	58	103
	Coenagrion spec.	1	–	–	1	2	–	–	–	–	–	–	–	–
Z	*Phyrrhosoma nymphula* (SULZER)	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1	6	7
	Zygoptera spec.	3	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	2	2
O	*Aeschna mixta* (LATREILLE)	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–
Z	*Aeschna cyanea* (MÜLLER)	5	6	–	4	15	3	1	–	4	4	3	22	37
?	*Aeschna grandis* (L.) *	8	4	1	1	14	–	1	–	3	2	3	2	11
	Aeschna spec.	3	–	–	–	3	4	1	1	–	–	1	–	7
O	*Anax imperator* (LEACH)	1	–	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–	1
W	*Anax parthenope* (SÉLYS) *	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–
W	*Onychogomphus forcipatus* (L.) *	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	1
N	*Somatochlora metallica* (V.d.LINDEN)	–	–	–	2	2	–	–	–	–	–	–	3	3
E	*Somatochlora flavomaculata* (V.d.L) *	–	3	–	–	3	–	–	1	–	–	–	–	1
O	*Cordulia aenea* (L.)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1
Z	*Libellula quadrimaculata* (L.)	16	2	–	26	44	–	–	–	3	6	7	2	18
P	*Libellula depressa* (L.)	1	7	–	12	20	–	6	–	–	2	–	3	11
O	*Orthetrum cancellatum* (L.)	1	1	1	–	3	–	–	8	2	1	–	–	11
O	*Sympetrum vulgatum* (L.)	–	–	13	1	14	11	6	35	60	33	43	15	203
E	*Sympetrum flaveolum* (L.) *	3	7	–	–	10	5	–	–	–	–	–	–	5
Z	*Sympetrum pedemontanum* (ALLIONI) *	–	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–	5	7
Z	*Sympetrum sanguineum* (MÜLLER)	2	3	1	1	7	2	–	–	4	–	–	8	14
A	*Sympetrum danae* (SULZER)	1025	495	7	57	1584	96	20	7	45	28	25	5	226
	Sympetrum spec.	3	1	1	1	6	23	5	–	6	2	4	–	40
	Anisoptera spec.	1	–	–	–	1	2	–	2	–	–	2	1	7
	Summe Kleinlibellen	323	77	12	367	779	1	8	1	33	16	8	90	157
	Artenzahl Kleinlibellen	5	4	1	3	6	1	3	1	4	3	3	5	8
	Summe Großlibellen	1069	529	24	105	1727	147	41	54	127	80	89	66	604
	Artenzahl Großlibellen	9	9	5	9	13	6	6	5	7	9	6	9	18
	Gesamtsumme	1392	606	36	472	2506	148	49	55	160	96	97	156	761
	Artenzahl	14	13	6	12	19	7	9	6	11	12	9	14	23
	Individuen/km	1856	1347	80	1573	–	49	16	18	53	32	32	51	–

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

leichten Rückgang der Libellendichten, die bis 1987 mit zunehmender Reifung der neuen Gewässer wieder auf das Ausgangsniveau anstiegen. Die Artenzahlen waren allerdings gegenüber 1975 doppelt so hoch. Besonders auffällig ist dabei die starke Zunahme der 1975 in Landlebensräumen nahezu völlig fehlenden Kleinlibellen nach 1980, die 1987 sogar häufiger waren als die Großlibellen (Abb. 7).

Tab. 3 vergleicht die Entwicklung in den in Abb. 1 dargestellten Testflächen und in den vom Stauhaltungsbau unterschiedlich konzipierten rechten und linken Innseiten. 1975 waren die libellenreichsten Landlebensräume verlichtete Auwaldbereiche mit überwiegend trockenen Altwasserrinnen und warmen Wirtschaftswegen (V1-V3). Dazu kamen baum- und buscharme Uferabschnitte des Inn (D1). 1976 änderte sich dies auf der rechten Innseite, wo bereits im Februar/März die Geländemodelierungen begannen (linksseits erst im September; Flutung im März 1977!) und bis zur Libellensaison abgeschlossen waren. Während witterungsbedingt die Libellendichten in den Optimalbiotopen (V) sanken und in den Waldbiotopen (W1,W3) gegen Null gingen, waren sie in den rohbodenreichen Flächen D2 und W2 überraschend hoch. 1977 hielten sich dann nur in V1 und V2 Libellen in größerer Zahl, 1978 stiegen die Dichten nach einem großen Kahlhieb und der Flutung größerer Becken westlich des Peracher Badesees in W1 am stärksten an. Auch der neue, magerrasenreiche und nur spärlich mit Büschen bepflanzte Inndamm D2 wurde als Jagdrevier von Sympetrinen und Aeschniden intensiv genutzt. 1979 führte der Inn längere Zeit Hochwasser (vgl. Tab. 1). Dies reichte anscheinend auf der rechten Innseite zu verstärktem Grundwasserzug aus und verursachte eventuell den beobachteten Ausfall vieler Großlibellen (siehe Abb. 7 und Tab. 3; Rückgang der Zahlen sowohl bei den Heidelibellen als auch bei den größeren Arten), die als überwiegend mehrere Entwicklungsjahre benötigende Arten nicht so flexibel auf Gewässerveränderungen reagieren können wie Kleinlibellen. 1980 und 1987 machte sich dann die zunehmende Verschattung vor allem in V2, W1, W2 und D1 bemerkbar. In V1 schlug dieser Prozess wegen des größeren Anteils an verschilften Flachwasserbecken und ganzjährig wasserführenden

Tab. 3. Artenzahlen (S), erfasste Individuen (N) und jährliche Libellendichten (Individuensummen/km) aus Gewässer- und Transektzählungen in verschiedenen Habitattypen 1975-87. R = rechtsseitige, L = linksseitige Innauen. A = Altwasserreste (1987 Altwasserzüge), D = Dämme, Wege und Ufervegetation etlang des Inn, V = verlichtete Auwaldbereiche mit Überhältern und trockenen Altwasserrinnen (1987 teilweise wieder verschattet und Rinnen zumindest zeitweise wasserführend), W = Auwald (1987 zum Teil mit Gewässern). Vgl. auch Abb. 1.

	Libellen pro km Gewässer-/Transektlänge												
Innseite	L	R	R	R	R	L	L	R	L	L	R	R	L
Zählabschnitt	A1	A2	A3	V1	V2	V3	W1	W2	W3	D1	D2	V–D	V–D
Länge (m)	300	300	150	300	325	150	375	525	485	500	375	1525	1510
S Kleinlibellen	6	2	2	6	2	4	4	2	3	1	2	6	6
S Großlibellen	13	6	10	12	8	7	10	5	2	5	4	13	12
N Kleinlibellen	845	4	7	68	9	38	29	2	17	1	2	77	80
N Großlibellen	1524	156	52	187	136	63	84	57	7	46	50	427	172
Jahr 1975	4047	533	120	153	108	60	19	34	12	52	3	66	32
1976	1887	?	267	87	19	27	–	8	–	–	24	30	3
1977	107	?	27	83	74	7	5	4	–	–	3	34	2
1978	1573	?	?	173	92	7	109	19	13	8	43	71	34
1979	?	?	?	53	49	53	91	10	4	26	5	26	38
1980	?	?	?	90	62	60	27	32	6	–	29	49	15
1987	?	?	?	186	43	326	35	6	13	6	32	56	47
Mittel 75-87	?	?	?	118	64	77	41	16	7	13	20	47	24

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

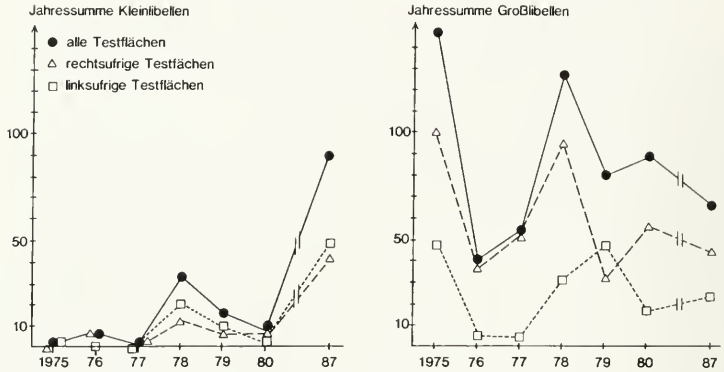

Abb. 7. Entwicklung der relativen Libellendichten in den Sommerlebensräumen der Peracher Innauen 1975-87.

Kleingewässern nicht so stark zu Buche und in W3 blieben die Verhältnisse wegen der Niederwaldbewirtschaftung bei rotierenden Schlaglichtungen stabil. Die enorme Zunahme in V3 geht auf die Neuschaffung von Amphibiengewässern (Tümpelkette in versumpfter, vertiefter Rinne; Rohbodentümpel etc.) nach 1980 zurück.

Ein Vergleich der rechten und linken Innseite zeigt, daß die Libellendichten in den Landlebensräumen auf der offeneren und feuchteren rechten Seite 1975 größer waren als in den geschlossenen Grauerlenwäldern linksseits und daß dies in Trockenjahren bzw. bei intensivem Grundwasserzug 1976 bzw. 1977 linksseits zu einem Totalausfall führte, während sich rechtsseits die Beobachtungsdichten nur halbierten (Tab. 3). 1978 waren dann auf beiden Seiten die Ausgangverhältnisse wieder erreicht. 1987 hatten sich die Libellendichten auf beiden Flächen durch vor allem rechtsseits zunehmende Beschattung bei stark steigenden Kleinlibellenanteilen weitgehend angeglichen.

3.3 Verhalten von Artengruppen mit Indikatorfunktion

Aus Tab. 2 kann die Entwicklung der einzelnen Arten an ausgewählten Laichgewässern und in Landlebensräumen abgelesen werden. Tab. 4 zeigt zusätzlich die Tendenzen in den verschiedenen terrestrischen Testflächen für die verschiedenen ökologischen Gruppen.

Eine Gruppe von bevorzugt Niedermoore und Naßwiesen mit Kleingewässern besiedelnden Arten hat nach dem Einstau am stärksten abgenommen. *Sympetrum flavcolum*, die vor allem über feuchten Kurzseggenrasen in enger Nachbarschaft zu den nie ganz austrocknenden Resttümpeln der ehemaligen Altwasserrinnen flog, verschwand bereits 1976 aus den Landlebensräumen und wurde letztmals in diesem Jahr an von Baumaßnahmen noch unverschonten Altwasserresten gefunden. Die Lebensräume dieser gefährdeten, in Sudbayern stark rückläufigen Art (REICH & KUHN 1988) wurden durch die Grundwasseranhebung mit Flutung der Altwasserzüge zerstört. Ähnliches gilt für die 1977 letztmals nachgewiesene *Somatochlora flavomaculata*. Auch bei *Sympetrum danae*, die sich 1987 nur noch in Einzelexemplaren in kleingewässerreicheren Testflächen mit sonnigen Dämmen oder Wegen fand, blieb von den 1975 noch über 1000 festgestellten Individuen nicht viel übrig. In diesen Flächen haben demgegenüber die auch heute noch relativ seltenen Arten wie *Sympetrum sanguineum* und *S. pedemontanum* leicht zugenommen, speziell an noch wenig verschatteten Wirtschaftswegen in V1. Nach BIERWIRTH (1994) ist *S. pedemontanum*

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

in den 90er-Jahren aber wieder sehr selten geworden.

Arten der Pioniergewässer und rohbodenreicher Sukzessionsstadien wie *Ischnura pumilio*, *Libellula depressa* und *Orthetrum cancellatum* waren vor allem während und kurz nach der Bauphase 1976/77 in Bereichen mit Geländemodellierungen und geringer Beschattung (V1,V2) relativ häufig. Der Blaupfeil wurde bereits 1980 nicht mehr im Testgebiet registriert, und der Plattbauch wurde 1987 nur noch in V3 mit seinen künstlichen Libellentümpeln festgestellt.

Von den Fließgewässerarten erschien *Calopteryx splendens* erstmals 1979, bezeichnenderweise in einem nur mäßig beschatteten Bereich des 1977 gefluteten Altwasserzugs (W1) mit aufgrund von Engstellen relativ hoher Fließgeschwindigkeit. Dort wurde sie auch 1987 bestatigt. Inzwischen fliegt sie auch auf der rechten Innseite, und im W1-Bereich ist *C. virgo* aufgetaucht (BIERWIRTH 1994). Ein offensichtlich auf der Wanderschaft verunglücktes Exemplar von *Onychogomphus forcipatus* wurde 1976 auf dem im Bau befindlichen rechtsseitigen Damm gefunden. Vermutlich kam es von der nur 3 km flußabwärts liegenden Alzmündung, wo noch sehr große Bestände existieren (BRAUN 1994). Auch hier gelang BIERWIRTH (1994) mittlerweile ein Nachweis in den neuen Altwasserrinnen der Peracher Auen.

Eine Artengruppe mit den beiden heimischen *Anax*-Arten, *Aeschna mixta*, *Cordulia aenea*, *Libellula quadrimaculata* und *Sympetrum vulgatum*, die offene, wasserpflanzenreiche Gewässer mit

Tab. 4. Artenwechsel in den verschiedenen terrestrischen Habitaten 1975-87. Anzahl der Beobachtungen mit Angabe der Fundjahre (in Klammern). Abkürzungen siehe Abb. 1 und Tab. 2.

	V1	V2	V3	W1	W2	W3	D1	D2
Arten der Niedermoore und Naßwiesen mit Kleingewässern								
Sympetrum flaveolum *	2(75)			3(75)				
Sympetrum danae	68(75-87)	35(75-80)	44(75-87)	39(76-87)	17(75-77)	5(75-80)	25(75-79)	11(76-87)
Somatochlora flavomaculata *	1(77)							
Sympetrum sanguineum	10(75-87)	1(78)		2(75/78)			1(78)	
Sympetrum pedemontanum *	2(75/87)	3(79-87)		2(87)				
Arten von Pioniergewässern und Pionierstandorten								
Ischnura pumilio *	1(76)							
Orthetrum cancellatum	2(77)	8(77/78)					1(79)	
Libellula depressa	5(76)	1(76)	3(87)	2(79)				
Fließgewasserarten								
Onychogomphus forcipatus *								1(76)
Calopteryx splendens *				2(79/87)				
Arten wasserpflanzenreicher, eher offener Gewässer mit überwiegend Seggen-/Rohrichtufern								
Anax imperator				1(79)				
Libellula quadrimaculata	8(78-81)	2(79/80)	5(80/87)	7(78-80)	1(79)			
Sympetrum vulgatum	59(75-87)	67(75-80)	3(75-79)	18(78-87)	18(78-80)		13(75-87)	25(76-87)
Enallagma cyathigerum	2(79)		12(87)	1(87)				1(87)
Cordulia aenea	1(80)							
Somatochlora metallica			1(87)	2(87)				
Arten wasserpflanzenreicher, oft waldnaher Gewasser mit haufig baumbestandenen Ufern								
Sympecma fusca *	4(76-78)							
Ischnura elegans	3(78-81)	1(80)			1(78)	6(75-81)		1(78)
Aeschna grandis *	1(87)		1(79)		8(76-87)			
Aeschna cyanea	10(78-87)	4(87)	3(87)	5(75-87)	7(76-87)	2(75)	2(78/87)	7(78-87)
Coenagrion puella	50(76-87)	8(87)	23(87)	24(78-87)	1(77)	5(78-87)		
Phyrrhosoma nymphula			2(81/87)	2(81)		6(80/87)		
Lestes viridis	8(87)							

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

Seggen-oder Röhrichtgürteln bevorzugt, erreichte ihre höchsten Dichten im Gebiet 1977-1980 und verschwand bei zunehmender Beschattung der Flächen wieder oder nahm deutlich ab. *Sympetrum vulgatum* fand sich 1987 in größerer Zahl nur noch an gewässernahen warmen Wegen (V1, D1, D2), *Libellula quadrimaculata* an den künstlich geschaffenen Tümpelketten in V3. Dort und an den Ausläufern des Peracher Badesees (W1) stellten sich 1987 auch *Somatochlora metallica* und *Enallagma cyathigerum* ein.

Demgegenüber haben die Arten wasserpflanzenreicher Gewässer, die auch eine stärkere Beschattung vertragen oder sogar Waldnähe suchen, überwiegend zugenommen. 1987 nicht mehr nachgewiesen wurde lediglich die leicht zu übersehende *Sympecma fusca* und *Ischnura elegans*, die außerhalb der Laichgewässer bis 1981 vor allem in der Erlenau flog (W3). Beide Arten wurden aber in den Folgejahren wieder von BIERWIRTH (1994) bestätigt.

4. Diskussion

4.1 Aussagekraft langfristiger Libellenplanzählungen bei geringem Stichprobenumfang

Die Populationsstärken der einzelnen Libellenarten können von Jahr zu Jahr um den Faktor 10 schwanken, bei Pionierarten sogar wesentlich mehr (SIEDLE 1992). Auch der Anteil kontinuierlich registrierbarer Arten ist relativ niedrig (z.B. bei Vergleich zweier Zählserien an 16 Gewässern nur 67 %; BURMEISTER 1991). Bei so geringen Stichprobendichten wie in der vorliegenden Arbeit sind - trotz gleichbleibender Aufnahmemethodik - daher Aussagen zu Trends in den Libellenzönosen nur für den gesamten 12-jährigen Untersuchungszeitraum sinnvoll und auch nur deshalb, weil durch starke Veränderungen der Libellenlebensräume entsprechend deutliche Reaktionen induziert wurden. Dies gilt auch für Vergleiche zwischen größeren Teilarealen der Innauen, wenn Verteilungen innerhalb des Gesamtartenspektrums bzw. relative Häufigkeiten als Kriterien herangezogen werden. Überschätzungen von Arten mit häufigem Revierwechsel (vgl. z.B. KAISER 1984) werden so relativiert. Aus den Zählergebnissen ableitbare Aussagen sind außerdem unabhängig von Zählaufwand und Umfang nur von Wert, wenn sich plausible Begründungen dafür finden lassen.

Aus Zeitgründen wurde auf Exuvien-/Larvenerfassungen und Nachweise der Bodenständigkeit verzichtet. Zu kleinräumige Bewertungen sind daher auch wegen der oft differierenden Vorzugshabitate von Larven und Imagines wenig sinnvoll. Aus methodischen Gründen wurde auch kein Wert auf vollständige Artenlisten gelegt, wie dies bei Pflege- und Entwicklungsplanungen nötig wäre (vgl. BRAUN 1994). Vermutlich verstecken sich unter den zahlreichen im Flug nicht näher bestimmbaren Individuen noch einige weitere, seltene Arten. 1984-1993 wurden von BIERWIRTH (1994) *Coenagrion pulchellum*, *Aeshna mixta*, *Aeshna juncea*, *Orthetrum brunneum* und *Sympetrum striolatum* nachgewiesen.

4.2 Auswirkungen des Stauhaltungsbaus

Die Umwandlung trockener Altwasserrinnen mit kleinen Gewässerrelikten in grundwasserzügige Aubäche bzw. breite Flutmulden zur Hochwasserableitung durch die Au hat sich, sieht man von einem starken Artenwechsel und vielen das Gebiet vorübergehend besiedelnden Arten in der Bauphase und der hydrologisch instabilen Phase kurz nach dem Einstau ab, aus Sicht des Naturschutzes auf die Libellenfauna insgesamt bisher eher negativ ausgewirkt. Die Individuendichten in den Stichproben waren zwar 1975, 1978 und zumindest in den Landlebensräumen (die vermutlich die Laichgewässersituation für das Gesamtgebiet recht gut wiedergeben) auch 1987 recht ähnlich. Auch die Artenzahlen hatten sich 1987 verdoppelt, von den gefährdeten Arten kamen aber nur zwei hinzu bzw. wurden häufiger, während 4 verschwanden bzw. seltener wurden. Eine generelle Verschiebung der Dominanzen von den Groß- zu den Kleinlibellen und von Spezialisten zu eher ubiquitären Arten, unabhängig davon, ob es sich um Gebiete mit Flut-

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

mulden oder eher schmalen Grundwasserbächen handelt, ist auch nicht unbedingt positiv zu bewerten. In den Flutmulden kam es zudem vermutlich zu Schädigungen von Großlibellen mit mehrjährigem Entwicklungszyklus (rechte Innseite; 1979), ein Effekt, der sich bei häufigen Hochwässern mit aktiver, "sanfter" Ableitung durch die Au bzw. durch Intensivierung des Grundwasserabzugs sicher verstärken würde, wenn die Hochwässer nicht außerhalb der Fließpolder neue, dauerhafte Kleingewässer schaffen dürfen (vgl. auch WALDERT 1991).

Auf der linken Innseite waren die Großlibellendichten 1980 überraschend gering. Eventuell ging dies auf fischereiliche Eingriffe in die als Satzfischgräben genutzten neuen Aubäche der Altwasserrinnen zurück (Besatz, Entkrautung ?). Auch der starke Rückgang an Grasfroschbeobachtungen in diesem Jahr (UTSCHICK 1994) deutet auf Einflußnahmen hin. Möglicherweise ist die synchrone Zunahme der Kleinlibellen auf Kosten der Großlibellen im Gesamtgebiet eine Folge der vor 1976 nicht möglichen fischereilichen Nutzung, da Fische große Libellenlarven bevorzugen und dadurch Kleinlibellen Konkurrenzvorteile gewinnen (MORIN 1984). Quantitative Informationen zu Art und Umfang des Fischbesatzes waren nicht zu erhalten. Im November 1987 wurden aber rechtsseits des Inn in einen ca. 500 m langen, 1977 neu entstandenen Aubachabschnitt in W2 mindestens 150 einsömmrige Bachforellen eingesetzt.

Die Neuanlage künstlicher Libellengewässer in Bereichen mit nur geringem Grundwasserzug bei nur spärlicher Beschattung führte zu individuenreichen Libellengesellschaften. Allerdings profitierten davon vor allem euryöke Arten (vgl. DREYER 1986, DIDION & HANDKE 1989), wenn auch BIERWIRTH (1994) an einem neu angelegten Amphibientümpel 1993 mehrere Exemplare von *Crocothemis erythraea* bei der Eiablage beobachten konnte. Hohe Artenzahlen stellen sich im Auenbereich vor allem dann ein, wenn die Gewässer möglichst groß (mindestens 50 m^2 bzw. 1600 m^2; vgl. DREYER 1986, BRAU 1990), mindestens 1,5 m tief, relativ offen und damit vergleichsweise warm und strukturreich mit nicht zu starker Verkrautung bzw. Verlandung oder Eutrophierung sind (ARNOLD-REICH 1990).

Wie sich die neuen Altwasserzüge mit zunehmender Reifung und Differenzierung vor allem im hochwasserbeeinflußten Bereich weiterentwickeln werden, ist schwer vorhersagbar. Nach BURMEISTER (1990) treten in spezifischen Augewässern die Ubiquisten in ihrer Häufigkeit zurück. In den Peracher Auen ist damit zu rechnen, daß bei vergleichsweise guter Wasserqualität mittelfristig sehr seltene, stark gefährdete Fluß- und Bachlibellen aus den angrenzenden Naturschutzgebieten "Dachlwände und Innleiten" bzw. "Untere Alz" wie *Onychogomphus forcipatus*, *Cordulegaster boltoni*, *Calopteryx virgo* oder auch Invasionsarten wie *Sympetrum fonscolombei* (BIERWIRTH 1993, 1994, BRAUN 1994) in die Peracher Innauen einwandern und in den in den Flutmulden durch "Bachbettaufweitungen" (vgl. BERGSTEDT 1992) entstandenen "Stillgewässerzonen" artenreiche Gemeinschaften mit weniger spezialisierten Arten entstehen werden. Die Amphibien haben bereits auf die neue Situation reagiert und ihre Bestände verdreifacht (UTSCHICK 1994). Die Nahrungsbasis wäre sicher für große Libellenpopulationen ausreichend. Im linksseitigen Auenbereich mit überwiegend sommerkalten, schmalen, häufig beschatteten, teilweise völlig verkrauteten, teilweise auch lehmig-kiesigen, nährstoffarmen Grundwasserbächen wären dabei neben den derzeit dominierenden ubiquitären Arten eher die beiden *Calopteryx*-Arten zu erwarten (vgl. WEID & ZÖCKLEIN 1990), während sich in den größeren, breiteren und offeneren Flutmulden mit bei verstärkter Hochwasserdynamik neu entstehenden Kleingewässern rechtsseits hochdiverse Artengemeinschaften entwickeln könnten, allerdings nur bei moderatem Fischbesatz (vgl. DIDION & HANDKE 1989).

4.3 Konsequenzen für den Naturschutz

Im Hinblick auf anstehende Planungen wie z.B. im NSG "Untere Alz" bedeutet dieses Ergebnis für den Naturschutz, daß zum einen eine Renaturierung von Auen sowohl mittels einer Anhebung des Grundwasserspiegels (Stauhaltungsbau) als auch durch Wiederherstellung eines natürlichen Hochwasserregimes -zumindest bei moderaten Überschwemmungsfrequenzen oder bei Flutung nur von Teilarealen - mittelfristig zwar leicht negative, langfristig aber eher positive

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

Auswirkungen auf die Libellenfauna hat. Lediglich die Arten der Niedermoore und Feuchtflächen leiden darunter. Hier wären außerhalb der eigentlichen Überschwemmungsbereiche Ausgleichsmaßnahmen durch Biotopgestaltung sinnvoll. Dies gilt allgemein auch für die Neuanlage kleiner Libellengewässer (siehe z.B. DREYER 1986, WILDERMUTH 1981), während die Amphibien solche Stützungsmaßnahmen wohl nicht benötigen (vgl. UTSCHICK 1994). Für Libellen wichtig ist auch ein ausreichendes Angebot an sonnigen, warmen Landlebensräumen, wie sie vor allem vegetationsarme Dämme und kaum beschattete Schotterwege in der Au bieten. An der Alz dienen solche Uferwege auch als Ausweichlebensräume bei Überflutung der Kiesbänke in Hochwasserperioden, z.B. für *Onychogomphus forcipatus* (BRAUN 1994). Darauf sollte bei Damm- und Wegebau, falls solche Maßnahmen aus flußbaulichen oder betriebswirtschaftlichen Gründen nötig werden, Rücksicht genommen werden. Daß für das Überleben von Libellengemeinschaften neben naturnahen Gewässern auch geeignete Landlebensräume vorhanden sein müssen (BURMEISTER 1988), wird von den "Machern" im Naturschutz gerne vergessen.

Für die geplante naturschutzrechtliche Sicherung der Peracher Innauen in einem NSG "Mittlerer Inn" spielen die Libellen im Gegensatz zu den Amphibien derzeit - noch - eine geringe Rolle.

Zusammenfassung

Die Libellenfauna der Peracher Innauen veränderte sich nach dem Bau der Innstaustufe. Während der Bauphase traten zu den bis dahin vorherrschenden Libellenarten instabiler, vegetationsreicher Kleingewässer und Seggenwiesen mit *Sympetrum danae* als dominanter Art verstärkt Pionierarten rohbodenreicher Standorte und Kleingewässer. Nach dem Einstau, der einen intensiven Sicker- und Grundwasserabzug in den vormals mit meist temporären Tümpeln versehenen, ehemaligen Altwasserarmen auslöste, sank die Libellendichte zunächst sehr stark ab. Bereits im Folgejahr erreichten die Libellendichten aber wieder die Ausgangshöhe vor Baubeginn, allerdings bei einer deutlichen Verschiebung hin zu eher ubiquitären Arten wasserpflanzenreicher, größerer Gewässer wie *Coenagrion puella*, *Sympetrum vulgatum* und *Libellula quadrimaculata*. Innerhalb von 10 Jahren stiegen dann die Anteile der Kleinlibellen deutlich an, wobei die Großlibellenanteile zudem aufgrund der meist längeren Entwicklungszeiten dieser Arten in von Innhochwässern beeinflußten Bereichen und vermutlich auch als Folge fischereilicher Eingriffe stark schwankten. Typische Fließgewässer- und Auwaldlibellen wie die Calopteryx- oder Onychogomphusarten haben die Peracher Innauen bisher erst in Einzelexemplaren erreicht, obwohl an der nahe gelegenen Alz größere Populationen dieser Artengruppe existieren. Langfristig führt die in die Wege geleitete Renaturierung der Auen mittels Grundwasseranhebung und Hochwassereinleitung sicher zu positiveren Entwicklungen in der Libellenfauna als die zwar Libellendichten und -vielfalt deutlich erhöhende, aber überwiegend ubiquitäre Arten fördernde Neuschaffung künstlicher Kleingewässer in der Au. Wichtig ist zudem eine enge Verzahnung der Laichgewässer mit ergänzenden Sommer- und Ausweichlebensräumen, die vor allem durch kleingewässerreiche, offene Auwaldbereiche mit vegetationsarmen, kaum beschatteten Dämmen und Schotterwegen charakterisiert sind.

Literatur

ARNOLD-REICH, U. 1990: Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Libellen in Auwaldgewässern bei Unterfahlheim (Landkreis Neu-Ulm). - Schr.reihe Bay. Landesamt f. Umweltsch., H. **99**, 101-112.

BERGSTEDT, J. 1992: Handbuch Angewandter Biotopschutz. - Ecomed, Landsberg.

BIERWIRTH, G. 1993: Erster Nachweis der Frühen Heidelibelle *Symptrum fonscolombei* (SELYS 1840) im Landkreis Altötting. - Mitt. Zool. Ges. Braunau **5**, 379-382.

– – 1994: Die Libellen im östlichen Landkreis Altötting. - Mitt. Zool. Ges. Braunau **5**. In Vorb.

BLAB, J. 1993: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. - Kilda, Greven.

chner Ent. Ges., Download from The BHL http://www.biodiversitylibrary.org/; www.biologiezent

BÖTTGER, K. 1986: Aspekte der Gehölzbeschattung und Zielvorstellungen der Renaturierungsmaßnahmen am Unteren Schierenseebach (Schleswig-Holstein), unter besonderer Herausstellung der Odonata. - Natur & Landschaft **61**, 10-14

BRÄU, E. 1990: Libellenvorkommen an Stillgewässern: Abhängigkeit der Artenzahl von Größe und Struktur. - Ber. ANL **14**, 129-140. ANL, Laufen.

BRAUN, M. 1994: Libellenvorkommen im NSG "Untere Alz" mit Hinweisen zur Pflege- und Entwicklungsplanung. - Dipl.arb. Forstl. Fak. LMU München. In Vorb..

BURMEISTER, E.-G. 1988: Unsere heimischen Libellen - Aufgaben für die Faunistik und Vorschläge für Hilfsprogramme. - Schr.reihe Bay. Landesamt f. Umweltsch., H. 79, 13-26.

– – 1990: Die aquatische Makroinvertebratenfauna des Mündungsgebiets des Lech und der Auen der Donau von der Lechmundung bis Manching. Ber. ANL **14**, 113-127. - ANL, Laufen.

– – 1991: Die Fauna aquatischer Insekten ausgewählter Kleingewässer im Isareinzugsgebiet nördlich Landshut (Niederbayern) unter Einbeziehung weiterer Makroinvertebratengruppen. - Ber. ANL **15**, 131-147. ANL, Laufen.

DIDION, A. & K. HANDKE (1989): Zum Einfluß der Nutzung und Größe von Weihern und Teichen im Saarbrücker Raum auf die Artenvielfalt der Libellen. - Natur & Landschaft **64**, 14-17.

DISTER, E. 1991: Folgen des Oberrheinausbaus und Moglichkeiten der Auen-Renaturierung. - Laufener Seminarbeiträge 4/91, 114-122. ANL, Laufen.

DREYER, W. 1986: Die Libellen. - Gerstenberg, Heidelberg.

KIENER, J. 1984: Veränderungen der Auenvegetation durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich der Staustufe Ingolstadt. - Ber. ANL **8**, 104-129.

MORIN, P. J. 1984: The impact fo fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of shortterm experiments in a North Carolina farm pond. - Ecol. **65**, 53-60.

PFADENHAUER, J. & G. ESKA 1985: Auswirkungen der Innstaustufe Perach auf die Auenvegetation. - Tuexenia,N.S., **5**, 447-543.

REICH, M. & K. KUHN 1988: Stand der Libellenerfassung in Bayern und Anwendbarkeit der Ergebnisse in Arten- und Biotopschutzprogrammen. - Schr.reihe Bay. Landesamt f. Umweltsch., H. 79, 27-66.

REICHHOLF-RIEHM, H. 1993: Der Lebensraum Aue. - Mitt. Zool. Ges. Braunau **5**, 315-328.

SCHMIDT, E. 1989: Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Gelandearbeit und ökologischen Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. - Schr.R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 29, 281-289. Bonn-Bad Godesberg.

SIEDLE, K. 1992: Libellen - Eignung und Methoden. In Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Ökologie in Forschung und Anwendung, **5**, 97-110. Margraf, Weikersheim.

UTSCHICK, H. 1977: Tagfalter als Bioindikatoren im Flußauenwald. - Nachr.Bl. bayer. Ent. **26**, 119-127.

– – 1989: Veränderungen der Nachtfalterfauna im Auenwald der Innstaustufe Perach 1976-88. - Nachr.Bl. bayer. Ent. **38**, 51-62.

– – 1990: Entwicklung des Zaunkönigbestandes *(Troglodytes troglodytes)* im Auwald der Innstaustufe Perach 1976-1987. - Ökol. Vögel **12**, 39-51.

– – 1993: Größe, Verteilung und Zusammensetzung von Vogeltrupps in Auwäldern am Unteren Inn. - Orn. Anzeiger **32**, 117-128.

– – 1994: Entwicklung der Amphibien- und Reptilienbestände durch Anlage und Hochwassermanagement der Innstaustufe Perach 1975-1988. - Mitt. Zool. Ges. Braunau **5**. Im Druck.

WEID, R. & G. ZÖCKLEIN 1990: Vorschläge zur Erhaltung und möglichen Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Talaue des Unteren Wiesenttals bei Forchheim (Oberfranken). - Schr.reihe Bay. Landesamt f. Umweltsch., H. 99, 83-100.

WALDERT, R. 1991: Auswirkungen von wasserbaulichen Maßnahmen am Lech auf die Insektenfauna flußtypischer Biozönosen. - In: Der Lech. Augsburger Ökol. Schr., H. 2, 109-120.

WILDERMUTH, H. 1981: Libellen, Kleinodien unserer Gewässer. - Schweizer Natursch., Sondernummer 1/1981, 1-26.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Hans UTSCHICK,
Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz der Universitat Munchen
Hohenbachernstr. 22, D-85354 Freising

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: 043

Autor(en)/Author(s): Utschick Hans

Artikel/Article: Entwicklung der Libellenfauna durch Anlage und Mangement der Innstaustufe Perach 1975-1987 (Odonata). 1-15