Orn. Anz. 35, 1996: 25–47

Dynamik von Wasservogelgemeinschaften nach Staustufenneubau (Innstau Perach, Südbayern)

Von **Hans Utschick**

Summary

Population dynamics of waterfowl communities influenced by a new river impoundment (Perach, Lower Inn, Southern Bavaria)

In 1977 the Perach dam on the Inn river started operation. Changes within the local waterfowl community were analysed and compared with the dynamics at two adjacent reservoirs within a 13-year period (1975-88).
At the Perach reservoir ducks first used feeding grounds near the barrage, later shifting to areas more upstream due to sedimentation dynamics. Over all, this was true for Pochard and Teal. Mute Swan and waders preferred the shallower parts of the reservoir, Goldeneye and Cormorant those where the river turns to reservoir conditions. Little Grebe, Coot and smaller dabbling ducks intensively used flat old-river-loops reflooded by increased groundwater levels.
At two larger downstream reservoirs, where waterfowl is much more abundant, bird numbers decreased after starting the Perach dam for 1–2 years due to the temporarily unbalanced sedimentation and nutrient deposition regime, mainly mudfauna-feeders and herbivores. Later, this was compensated by increasing Mallard numbers.
To date the waterfowl community of the new Perach reservoir is of low value for nature conservation due to its low bird numbers and species composition which is typical for poorly structured riverlike impoundments of common type, but on the formerly dry old-river-loops the proportion of endangered species is increasing. Those habitats should be managed by optimizing the flooding system during high water discharge periods.

1. Zielsetzung

Im März 1977 wurde die Innstaustufe Perach nach etwa zweijähriger Bauzeit in Betrieb genommen. Sie ist damit die jüngste der acht Staustufen zwischen Neuötting und Passau. Zudem ist sie die einzige Stufe, bei der mittels Ausleitung von Hochwässern in die nach Regulierung und Eintiefung des Inn austrocknenden Auen nach einer modernen Konzeption deren ökologische Renaturierung versucht wird. Zu Erfolgen dieses Versuchs in Bezug auf Vegetation und Fauna bzw. zu Empfehlungen für das weitere Stauseemanagement liegen bereits mehrere Arbeiten vor (PFADENHAUER & ESKA 1985, UTSCHICK 1977, 1989, 1990, 1993, 1994a, 1994b, 1994c, 1994d).

Die Struktur der Wasservogelgemeinschaften auf den Stauseen am Unteren Inn hat sich in den letzten 30 Jahren aufgrund von Verlandungsprozessen und öffentlichen Bemühungen um verbesserte Wasserqualität deutlich verändert (REICHHOLF 1994). Ähnliches gilt für viele andere südbayerische Stauseen (BEZZEL 1986). Die Entwicklung der Wasservogelfauna an einer neuen, modernen Staustufe sollte durch Vergleiche mit benachbarten, reiferen Stufen neue Erkenntnisse über Ursachen und Geschwindigkeiten dieser Veränderungen liefern können, vor allem, wenn auch die unterschiedlichen Habitatstrukturen innerhalb der Stauseen in die Analysen mit einbezogen werden.

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

Dies ist auch unter naturschutzfachlichen Aspekten dringend nötig. So laufen derzeit im NSG „Untere Alz" Arbeiten für einen Pflege- und Entwicklungsplan, in dem eine Renaturierung der Alzauen durch Hochwassereinleitung oder Grundwasseranhebung in Erwägung gezogen wird.

Vor diesem Hintergrund sollen folgende Fragen geprüft werden:

Welche Veränderungen erzeugte der Staustufenbau in Perach in der Wasservogelfauna des Inn zwischen Neuötting und Simbach?

Welche Bedeutung hatte die Reaktivierung der Altwasserzüge für Wasservögel?

Wie sieht die naturschutzfachliche Bewertung der Staustufe bzw. typischer Teilbereiche für den Bereich Wasservögel aus?

Welche Empfehlungen ergeben sich daraus für eine etwaige Optimierung im Stauseemanagement bzw. für die Renaturierung von Auen?

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet bei Perach (Inn-km 83.0–87.4) sowie die landschaftlichen und hydrologischen Veränderungen durch Bau und Inbetriebnahme der Staustufe und das Abflußverhalten des Inn sind schon mehrfach beschrieben worden (Utschick 1994a, 1994b). Wasservogelbestandsaufnahmen wurden getrennt in relativ homogenen Teilbereichen durchgeführt (vgl. Abb. 1).

2.2 Wasservogelzählungen

An der Staustufe Perach wurden von Mai 1975 bis Dezember 1980 sowie 1987 monatlich mindestens einmal die Wasservögel (Schwimmvögel, Laro-Limikolen, Reiher) in allen 6 Teilbereichen (B1–B6) gezählt, die Wasservögel der Innstauseen Stammham und Simbach/Braunau (Teilbereiche C1 C7, D1 - D7) von November bis März 1975 - 1984 und 1985–1988 (je eine Kontrolle im November, Januar und März). Zu Datenlücken und Methodik der bei Wasservogeldaten häufig problematischen Auswertung (Bezzel 1986, Bezzel & Hashmi 1989, Eber & Niemeyer 1982, Feige 1989, Niemeyer 1975, Utschick 1978, 1980) sowie zur trophischen Zuordnung der Einzelarten siehe Utschick (1995a, 1995b). Parallel zu den Zählungen wurden Störungen durch Beunruhigung und das Ausmaß der Vereisung notiert, die allerdings keinen dauerhaften Einfluß auf die Bestandsentwicklung der Wasservögel hatten (Utschick 1995a, 1995b).

Der Innwerk AG Töging, der ÖBK Simbach und Dr. H. Reichholf-Riehm danke ich herzlich für die großzügige Unterstützung und die Überlassung von Material. Dr. E. Bezzel, Institut für Vogelkunde Garmisch-Partenkirchen sowie Prof. Dr. J. Reichholf, Zoologische Staatssammlung München, habe ich für wertvolle Anregungen und Kommentare zu danken. Für die Möglichkeit, die umfangreichen Datensätze trotz drängender, anderweitiger Aufgaben auswerten zu können, bin ich Prof. Dr. U. Ammer, Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz, LM-Universität München, zu großem Dank verpflichtet. Bei der Erstellung der Abbildungen und Graphiken unterstützten mich dankenswerterweise H. Seuffert und H. Schafferus. Nicht zuletzt möchte ich den Mitgliedern der Arbeitsgruppe Wasservögel in der Zoologischen Gesellschaft Braunau, und hier vor allem G. Erlinger und K. Pointner, für die freundschaftliche Zusammenarbeit während der letzten 25 Jahre danken.

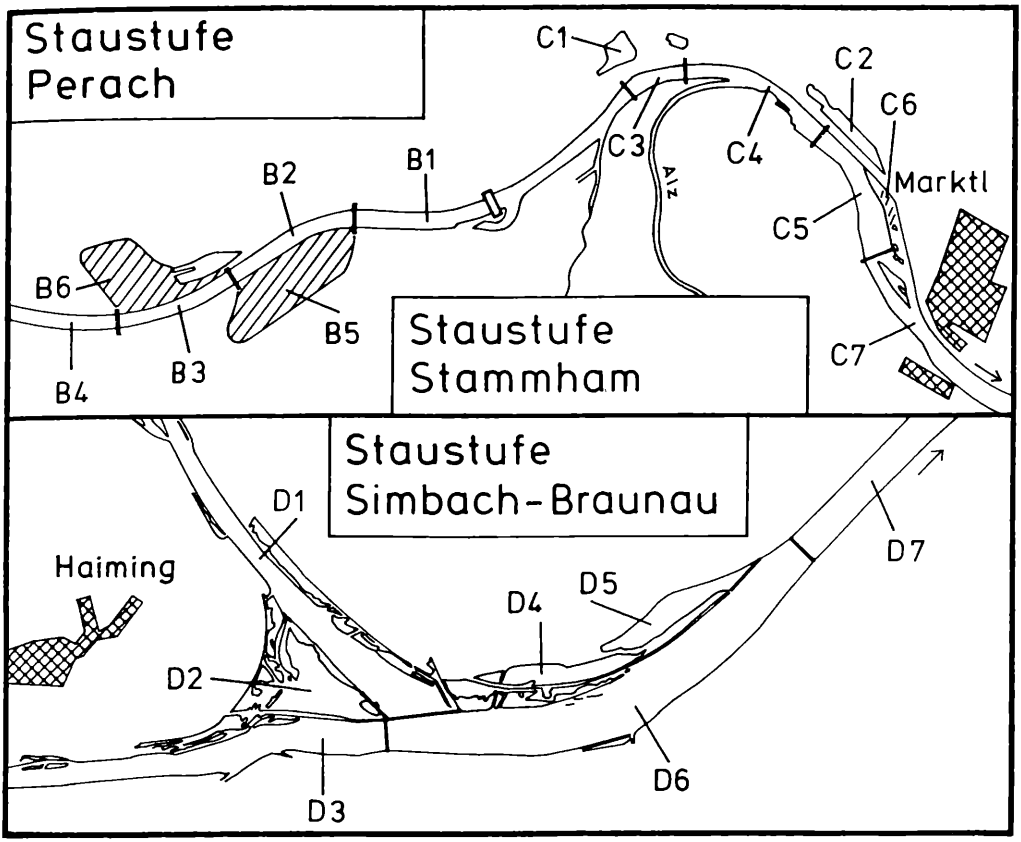

Abb. 1:
Lage der untersuchten Wasservogelhabitate in den Stauhaltungen Perach, Stammham und Simbach-Braunau am Unteren Inn. - *Fig.1: Situation of sample areas within the Inn river reservoirs of Perach, Stammham and Simbach-Braunau.*

B1 = Flußlauf im unmittelbaren Wehrbereich zwischen Inn-km 83.0 und 84.2 mit starker Eintiefung, einer Verdichtung von verwirbelndem Driftmaterial an der Wasseroberfläche und strukturlosen, betonierten Uferbereichen;
B2 = Flußlauf zwischen Inn-km 84.2 und 85.4 mit schmalen, kleingewässerreichen, inzwischen teilweise stark bewachsenen und verbuschten Schlickflächen und Vorländern innseits der häufig von Erholungssuchenden genutzten Dämme;
B3 = Flußlauf im Stauwurzelbereich zwischen Inn-km 85.4 und 86.4 mit unbefestigten Dämmen ohne Dammvorländer;
B4 = strukturarmer Flußlauf zwischen Inn-km 86.4 und 87.2;
B5 = überwiegend offene, röhrichtumgebene Flutmulden und Altwasserzüge der rechtsseitigen Innauen im Bereich von Inn-km 84.4 - 85.2 auf ca. 1200 m Länge;
B6 = überwiegend von Wald gesäumte Flutmulden und Altwasserzüge der linksseitigen Innauen im Bereich von Inn-km 85.2 - 86.7 auf ca. 1000 m Länge sowie der Badesee Perach.

Für Vergleiche mit den flußabwärts anschließenden Stauseen Stammham und Simbach/Braunau wurden deren Stauräume ebenfalls in relativ homogene, für Staustufenkomplexe typische Wasservogellebensräume unterteilt (Abb. 1). Zur weiteren Charakterisierung siehe UTSCHICK (1995b).

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

3. Ergebnisse

3.1 Wasservögel im Bereich der Staustufe Perach

3.1.1 Artenspektrum und Habitatpräferenzen im Gebiet

Insgesamt wurden auf 283 Halbtagsexkursionen 48 Wasservogelarten mit zusammen 32292 Individuen beobachtet (Tab. 1). Die Staustufe wird fast ausschließlich als Durchzugs- und Überwinterungsquartier benutzt und ist zur Brutzeit für Wasservögel noch relativ bedeutungslos (Brutnachweise für Stockente, Bläßhuhn und Haubentaucher; GÜRTLER 1993). Vor 1976 war der Zwergtaucher regelmäßiger Brutvogel. Dominante Arten waren Lachmöwe, Reiherente, Stockente, Krickente und Bläßhuhn; weitere 11 Arten traten relativ regelmäßig auf, der Rest, darunter fast alle Limikolenarten, nur sporadisch oder in Einzelexemplaren. Zwergrohrdommel, Wasserralle, Waldschnepfe und Eisvogel wurden nur an den reaktivierten Altarmen nachgewiesen.

Viele Arten zeigten Präferenzen für einen bestimmten Gewässertyp. Den wehrnächsten Abschnitt B1 bevorzugten vor allem die Kleintierfresser Tafelente und Reiherente, die in diesem im Oberwasser relativ strömungsarmen Bereich bei zunächst hohen Sedimentationsraten gute Nahrungsbedingungen vorfanden. Haubentaucher, Gänsesäger, Höckerschwan, Limikolen und Seeschwalben waren vor allem im zentralen Stauraum mit seinen nur flach überfluteten und zügig verlandenden Dammvorländern zu finden. Stockente, Krickente, Knäkente, Schnatterente, Bläßhuhn und Lachmöwe hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt sowohl in B1 als auch in B2. Bläßhuhn, Krick- und Knäkente waren zusammen mit dem Zwergtaucher auch in den verschilften Altwässern auf der rechten Innseite recht häufig. Eher im Übergangsbereich vom Flußstau zum rascher strömenden Fluß

Tab. 1: Auftreten von Wasservogelarten (Beobachtungssummen) in verschiedenen Teilbereichen (B1-B6) der Innstaustufe Perach 1975-87 (vgl. Abb. 1). N = Anzahl der Einzelbeobachtungen. Dominante Arten (Anteil > 5 % in Teilgebieten) unterstrichen. Status von Rote-Liste-Arten (E/D/B) für Europa nach TUCKER & HEATH (1994), für Deutschland nach NOWAK et al. (1994) und für Bayern nach NITSCHE (1992). Bei der Europaliste wurde für Arten mit nur kleinem Brutbestand in Europa und rückläufiger Tendenz die Gefährdungsstufe 5 neu eingeführt. - *Waterfowl counts from 1975-87 at the Perach reservoir. N = frequency, Summe = total, B1-B6 = sample areas (see fig. 1). Dominant species (> 5 %) underlined. E/D/B = category in red-data-books for Europe, Germany and Bavaria. For Europe a new category 5 was introduced for species rare and decreasing without being endangered outside the continent.*

E/D/B	Nr.	N	Summe	B1	B2	B3	B4	B5	B6
	Nahrungsgilden								
	Fischfresser	192	408	63	68	35	14	137	91
	% *piscivores*		1.4	1	1	1	1	7	3
	Kleintierfresser	516	9529	4790	2310	1131	784	249	265
	% *carnivores*		29.4	42	23	28	38	13	9
	Mischkostfresser	727	20255	6056	6744	2710	1235	1137	2373
	% *omnivores*		62.6	53	68	67	60	60	81
	Pflanzenfresser	321	2100	584	739	166	42	358	211
	% *herbivores*		6.6	5	8	4	2	19	7

E/D/B	Nr.		N	Summe	B1	B2	B3	B4	B5	B6
		Arten								
	1	Haubentaucher	19	28	8	14	4	2		
5/3/3	2	Zwergtaucher	79	140	35	20	19	10	38	18
-/-/P	3	Kormoran	6	12	1	4	6	1		
	4	Graureiher	65	182	6	7		1	96	72
	5	Höckerschwan	78	275	36	179	32	4	6	18
-/-/W	6	Saatgans	2	2	1	1				
-/I/I	7	Pfeifente	2	3	1				2	
3/-/3	8	Schnatterente	21	155	73	77	4			1
-/3/2	9	Krickente	134	1836	702	683	116	31	296	8
	10	Stockente	297	4318	1124	1554	797	228	322	293
3/P/I	11	Spießente	2	4	2	2				
3/2/2	12	Knäkente	18	40	8	14	2		16	
	13	Tafelente	90	911	565	177	91	68	4	6
	14	Reiherente	217	7410	4130	1663	815	642	117	43
-/3/P	15	Schellente	77	457	76	172	140	69		
-/2/3	16	Gänsesäger	8	19	7	10	2			
5/3/2	17	Wasserralle	4	4				0	2	2
	18	Teichhuhn	27	41				1	33	7
	19	Bläßhuhn	210	1778	547	559	134	37	317	184
-/3/3	20	Flußregenpfeifer	5	7		6			1	
-/3/	21	Kiebitz	59	640	2	254	64		109	211
-/2/2	22	Bekassine	4	4		1			1	2
2/3/1	23	Rotschenkel	2	2		1	1			
-/-/W	24	Grünschenkel	7	10	3	5	1		1	
-/2/P	25	Waldwasserläufer	6	6	1		1	1	3	
-/1/1	26	Flußuferläufer	35	67	10	22	18	2	13	2
	27	Lachmöwe	250	13895	4144	4412	1791	976	501	2071
-/2/1	28	Flußseeschwalbe	2	3		2	1			
3/1/0	29	Trauerseeschwalbe	5	14	3	10	1			
3/3/3	30	Eisvogel	3	3					2	1
	31	Sonstige*	22	26	8	12	2	2	1	
Artenzahl *(species numbers)*				48	27	34	23	16	21	16
Anzahl Dominanten *(dominant sp.)*				5	5	5	3	3	6	3
Wasservogelsumme *(total)*				32292	11493	9861	4042	2075	1881	2940
% pro Teilgebiet				100	36	31	13	6	6	9

* in B1 Kolbenente *Netta rufina* (2; 3/2/1), Eiderente *Somateria mollisima* (2; -/P/I), Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* (-/1/W), Weißflügelseeschwalbe *Chlidonias leucopterus* (3; 5/I/W); in B2 Rothalstaucher *Podiceps grisegena* (5/3/I), Zwergstrandläufer *Calidris minuta* (2; -/-/W), Alpenstrandläufer *Calidris alpina* (3/1/W), Kampfläufer *Philomachus pugnax* (-/1/0), Uferschnepfe *Limosa limosa* (2/2/1), Bruchwasserläufer *Tringa glareola* (3; 3/1/W), Steinwälzer *Arenaria interpres* (-/1/W), Zwergmöwe *Larus minutus* (3/1/W), Sturmmöwe *Larus canus* (2/-/1); in B3 Nachtreiher *Nycticorax nycticorax* (3/1/1), Zwergsäger *Mergus albellus* (3/II/W); in B4 Dunkelwasserläufer *Tringa erythropus* (2; 5/-/W); in B5 Zwergdommel *Ixobrychus minutus* (3/1/1); in B6 Waldschnepfe *Scolopax rusticola* (3/3/2). Wissenschaftliche Namen: *Podiceps cristatus* (1), *P. ruficollis* (2), *Phalacrocorax carbo* (3), *Ardea cinerea* (4), *Cygnus olor* (5), *Anser fabalis* (6), *Anas penelope* (7), *A. strepera* (8), *A. crecca* (9), *A. platyrhynchos* (10), *A. acuta* (11), *A. querquedula* (12), *Aythya ferina* (13), *A. fuligula* (14), *Bucephala clangula* (15), *Mergus merganser* (16), *Rallus aquaticus* (17), *Gallinula chloropus* (18), *Fulica atra* (19), *Charadrius dubius* (20), *Vanellus vanellus* (21), *Gallinago gallinago* (22), *Tringa totanus* (23), *T. nebularia* (24), *T. ochropus* (25), *Actitis hypoleucos* (26), *Larus ridibundus* (27) *Sterna hirundo* (28), *Chlidonias niger* (29), *Alcedo atthis* (30), *others* (31).

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

fouragierten Schellente, Zwergsäger und Kormoran. Klar die Altwässer bevorzugten Teichhuhn und Graureiher. B4 und die zum Teil stark beschatteten Altwasserzüge auf der linken Innseite (B6) waren am artenärmsten. In B2 mit seinen Schlammbänken war der Artenreichtum doppelt so groß wie in B4 oder B6. Die ausgeglichensten Dominanzstrukturen wiesen B1 und B5 auf, wobei in den rechtsseitigen Altarmen B5 auch die Trophiestrukturen mit 7 % Fischfressern und 19 % Herbivoren (Tab. 1) für die in Südbayern an Stauseen üblichen Gildenanteile (vgl. UTSCHICK 1996) sehr ausgeglichen waren. In B6 dominierten wegen der starken Störungen durch den Badebetrieb und durch die jagdliche Anfütterung Lachmöwen und Stockenten.

3.1.2 Phänologie

In den mediterranen und nord-/westafrikanischen Überwinterungsgebieten beeinflussen vor allem Intensität der Winterniederschläge, in den nord- und osteuropäischen bzw. alpinen Vereisungsintensitäten die Wasservogelmengen und -verteilungen (AMAT & FERRER 1988, BREDIN et al. 1986, FERRER & VILALTA 1987, FREITAG 1987, KOT et al. 1987, LANDMANN 1981, RUTSCHKE 1989, WARTMANN et al. 1986). An südbayerischen Stauseen ist das Auftreten von Wasservögeln ganz wesentlich durch das Nahrungsangebot, überwiegend externe klimatische Faktoren und das arteigene Zugmuster mit seinen traditionellen Mauser- und Balzzentren bestimmt (ALTRICHTER 1974, BEZZEL 1986, REICHHOLF 1979, UTSCHICK 1980, VON KROSIGK 1988). Zur ressourcenbezogenen Interpretation der phänologischen Abundanzkurven einer Wasservogelart im Winterhalbjahr vgl. BEZZEL (1986) und UTSCHICK (1980, S. 280).

Innerhalb einer Region können die „Phänologietypen" je nach Gewässerhabitattyp und Angebot an Großgewässern sehr unterschiedlich sein oder sich unter dem Einfluß von Jagd oder Gewässerreinhaltung ändern. So zeigen hochwinterliche Optima auf unverbauten Flußabschnitten deren wichtige Refugialfunktion in frostreichen Wintern an (AUBRECHT & BÖCK 1986, BÖCK 1975, LABER 1991, LEIBL & VIDAL 1984). Zunehmende Bestände im Herbst - bei abnehmenden im Frühjahr vor allem bei Bläßhuhn (zum Teil mit Gewichtsverlusten der ausharrenden Vögel im Frühjahr; vgl. Hurter 1979) und Höckerschwan (frühes Abwandern an städtische Futterstellen) weisen auf beschleunigtes Abweiden eutrophiebedingt spärlicher werdender Ressourcen hin (BEZZEL 1986, BEZZEL & ENGLER 1985a,b, SUTER 1982a, REICHHOLF 1976a, 1989, 1994). Gegenüber unbejagten Flächen relativ hohe Frühjahrsbestände an Wasservögeln deuten eine jagdbedingt (Vertreibung) reduzierte Abschöpfung des Nahrungsangebots in Spätherbst und Frühwinter an (REICHHOLF 1994). Ein Beispiel hierfür ist die Tafelente, die am Bodensee eine „linksschiefe" Verteilung mit großen Beständen im Frühwinter aufweist (Schuster 1976), am Unteren Inn (große, nahrungsreiche Stauseekomplexe) dagegen eine ähnlich bimodale (Maxima in Herbst und Frühjahr; REICHHOLF 1994) wie in den großgewässerfreien Regionen des Allgäu oder Unterfrankens. Dort zeigen nahezu alle Arten zweigipflige Durchzugsmuster (ALTRICHTER 1974, BANDORF & LAUBENDER 1982, HEINE et al. 1994), ein Signal für fehlende Limitierung durch Ressourcen. Ähnliches gilt z.B. für die Krickente in mitteldeutschen Seengebieten (SPRETKE & STARKE 1978).

Am relativ kleinen Stausee Perach wird das Auftreten der meisten Vogelarten offensichtlich ebenfalls durch Zugmuster gesteuert (Tab. 2). Dies gilt nicht für Tafel- und weniger eindeutig für Krickente (Optimum im Spätherbst), deren lokale phänologische Muster von der südbayerischen Norm (vgl. BEZZEL 1986, UTSCHICK 1980) abweichen. Beide Arten scheinen auf das lokale Nahrungsangebot des Stausees reagiert zu haben, da sie als

Tab. 2: Saisonale Verteilung der Wasservogelarten des Stauraums Perach 1975-87 (Summen der Monatsmittel über 7 Jahre). Einzelarten siehe Tab. 1. - *Seasonal dynamics of waterfowl at the Perach reservoir from 1975-87 (totals of monthly average). Species see tab. 1.*

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Fischfresser												
Unterwasserjäger	14	19	11	1			1		1			
Zwergtaucher	7	7	11	13	7	6	3	9	11	9	7	23
Reiher	2	13	20	13	12	19	3	10	1	2	14	18
Seeschwalben					5	5	0	8				
Schlammfaunafresser												
Tafelente	52	107	130	21	2	2	1	2	60	78	178	169
Reiherente	367	1255	1520	788	346	95	104	38	154	362	446	362
Schellente	22	80	49	3			1			1	20	90
Seltene Limikolen			3	6	11	2	2	5	2		2	5
Flußuferläufer				2	5		13	30	6			1
Kiebitz		77	41	8	9	46	65	55	51	131	40	7
Mischkostfresser												
Stockente	397	562	298	117	87	82	69	34	96	371	340	1120
Krickente	142	137	131	55	35	26	6	2	177	149	504	315
Schnatterente	2	41	32	12	1		1				4	34
Seltene Enten		1	11	12	10		1		4	1		1
Möwen	39	124	363	235	291	803	2612	1853	795	943	1852	416
Pflanzenfresser												
Bläßhuhn	147	189	237	154	70	58	27	39	16	112	76	364
Teichhuhn	2	3	3	1	8	2	8	3	4	3		6
Höckerschwan	2	12	15	41	16	9	17	12	43	17	18	8
Summe Wasservögel	1195	2627	2875	1482	915	1155	2934	2100	1421	2179	3501	2939
Summe ohne Möwen	1156	2503	2512	1247	624	352	322	247	626	1236	1649	2523

Kleintier- und Mischkostfresser von den anfänglichen Eutrophierungsprozessen des jungen Laufstausees (vgl. UTSCHICK 1980) am stärksten profitierten.

Gebietsspezifische Effekte des Peracher Stausees sind auch bei Höckerschwan, Bläßhuhn, Schnatterente und Zwergtaucher festzustellen. Bläßhuhn und Höckerschwan sind in ihrem Auftreten an den meisten südbayerischen Stauseen nahrungslimitiert, während sie in Perach nur Kurzzeitgäste sind. Das kleinere Bläßhuhn ist dabei zumindest im Frühwinter noch häufig. Auch die Schnatterente, in Südbayern vor 1980 noch eine deutlich auf das lokale Angebot an Wasserpflanzen reagierende Spätherbst- und Frühwinterart, ist in Perach ein eher vom Zuggeschehen geleiteter Winter- und Spätwintergast. Die starke Präsenz im Spätwinter ist vermutlich auf die Nähe zu den großen Stauseen am Unteren Inn zurückzuführen, wo die Art mittlerweile in beträchtlichen Zahlen überwintert.

Der Zwergtaucher ist in Perach vor allem im Hochwinter häufig, während er sonst südbayerische Stauseen eher im Herbst und Frühjahr in größeren Zahlen aufsucht. Hierfür verantwortlich ist vermutlich die Kombination von durch Sedimentation

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

nahrungsreichen Bereichen im Vorfeld des Stauwehres mit den grundwassergespeisten und dadurch ebenfalls relativ spät vereisenden Altwasserzügen.

3.1.3 Entwicklung der Wasservogelgemeinschaften 1975–1987

Analysiert man die Entwicklung der Wasservogelzahlen für den gesamten Peracher Innstausee, so nahmen die Dichten gegenüber dem eingetieften, 1975 noch ungestauten Fluß während der Bauphase 1976 störungsbedingt leicht ab, um nach dem Einstau 1977 stark zu steigen (Abb. 2, Tab. 3). Nach nur 4 Jahren scheint aber bereits 1980 das Optimum erreicht worden zu sein, und mit zunehmender Reifung des Stausees sanken wohl spätestens 1982/83 die Vogeldichten wieder. Vermutlich schwanken sie heute um das 1987 erreichte Niveau, das aber, läßt man die starken, überwiegend von externen Faktoren (Schlafplatzflüge) gesteuerten Schwankungen der Möwenzahlen außer Acht, um das 3- bis 4-fache höher liegt als 1975/76.

Kleintier- und Mischkostfresser wie Reiherente, Stockente und Krickente stellen das Hauptkontingent der Wasservögel (ohne Lachmöwen; Tab. 1). Verschlickende, nicht zu tiefe Bereiche sind für diese Arten essentiell. Die nur in Flachwasserzonen und an der Oberfläche fouragierenden Schwimmenten erreichten bereits 1979, die Tauchenten 1980 ihre höchsten Dichten (Tab. 3). Die Tafelente trat nur 1978–80 in größeren Dichten auf, wohl bedingt durch besonders gute Nährstoffversorgung mit dadurch intensiver Entwicklung von Tubificiden und Chironomiden als Hauptnahrungsorganismen (vgl. GALHOFF 1987) und war 1987 aus dem gereiften Stausee wieder weitgehend verschwunden. Ganz

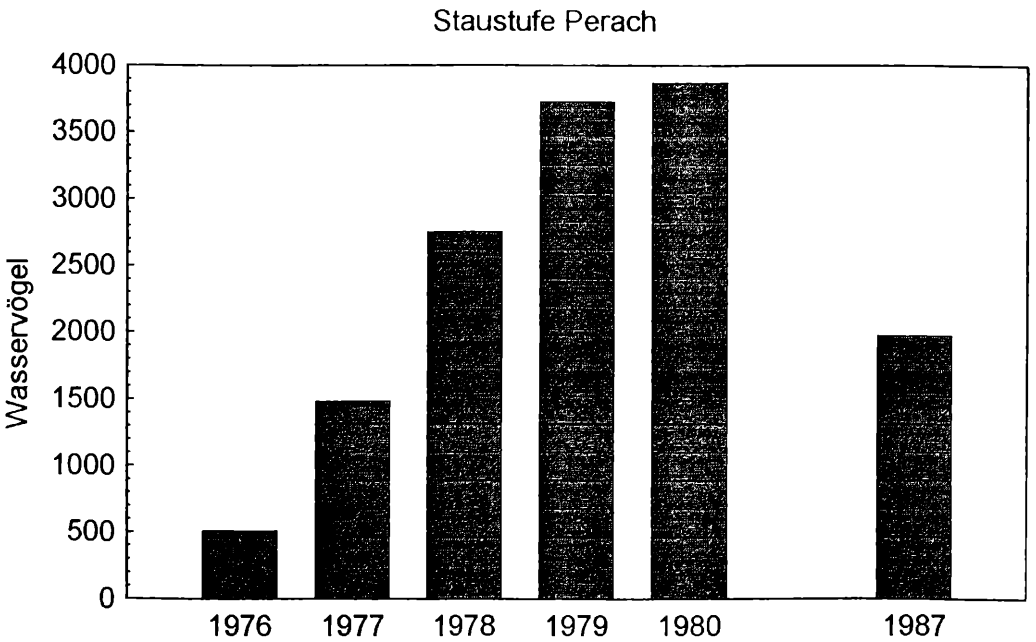

Abb. 2:
Entwicklung der Wasservogel-Jahressummen (Summe der 12 Monatsmittelwerte; ohne Lachmöwen) im Stauraum Perach 1976–1987. – *Fig. 2: Dynamics of waterfowl numbers (totals from monthly averages) from 1976-87 at the Perach reservoir.*

Tab. 3: Entwicklung der Wasservogelgemeinschaft des Stauraums Perach 1975-87 (Summen der Monatsmittel Januar–Dezember; 1975 nur Mai–Dezember). Einzelarten siehe Tab. 1
Dynamics of waterfowl at the Perach reservoir from 1975–87 (totals). In 1975 only counts for May–Dec. Cf. tab. 2.

Jahr	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1987
Fischfresser *(piscivores)*							
Unterwasserjäger *(diving hunters)*		1	6	9	13	6	15
Zwergtaucher *(Little Grebe)*	16	6	24	30	8	19	4
Reiher *(herons)*	10	21	6	9	2	4	70
Seeschwalben *(terns)*		5	3	1	9		
Schlammfaunafresser *(carnivores)*							
Tafelente *(Pochard)*		0	81	213	288	173	48
Reiherente *(Tufted Duck)*	46	114	771	1048	1252	1802	708
Schellente *(Goldeneye)*	47	64	49	17	11	29	49
Seltene Limikolen *(rare waders)*	1	3	4	4	1	16	2
Flußuferläufer *(Common Sandpiper)*	5	3	19	8	8	7	4
Kiebitz *(Lapwing)*		50	15	167	77	107	112
Mischkostfresser *(omnivores)*							
Stockente *(Mallard)*	116	187	236	520	1125	939	393
Krickente *(Teal)*	10	35	31	255	591	448	288
Schnatterente *(Gadwall)*	1			3	14	12	96
Seltene Enten *(rare ducks)*	1		8	12	7	11	1
Möwen *(gulls)*	1778	2743	1330	1093	2118	736	437
Pflanzenfresser *(herbivores)*							
Bläßhuhn *(Coot)*	157	16	163	433	257	270	158
Teichhuhn *(Moorhen)*	1		13	19	2	3	2
Höckerschwan *(Mute Swan)*		3	58	47	61	22	27
Summe (total)		3251	2817	3888	5844	4604	2414
Summe ohne Möwen *(without gulls)*		508	1487	2795	3726	3868	1977

ähnliche Entwicklungen beschreiben zumindest in Ansätzen ABS et al. (1981, 1985) und GALHOFF et al. (1984) für den Ruhrstausee Kemnade. Die herbivoren Arten Bläßhuhn und Teichhuhn reagierten noch vor den Enten auf den durch den Einstau vegetationsbedeckter Uferbereiche anfallenden Detritus, um dann aber wieder rasch zu den vor dem Einstau vorhandenen Dichten zurückzukehren. Auch der Höckerschwan war 1977–79 besonders häufig, allerdings nur jeweils kurzzeitig in den Monaten April und September (Tab. 3), in denen die spärlich vorhandene Makrophytenvegetation stark gezehntet wird. Ähnliche Reaktionen beobachteten auch JEDICKE & STAIBER (1988) und ABS et al. (1984) an westdeutschen Talsperren.

Die Bestandsentwicklungen bei den Fischfressern und bei der Schnatterente sind dagegen nicht durch lokale Kausalitäten bedingt, sondern Folge großräumiger, z. T. klimatisch bedingter Veränderungen (BEZZEL 1986, FOX & SALMON 1989, RÜGER et al. 1987, SUTER 1989, SUTER & SCHIFFERLI 1988, UTSCHICK 1992).

Die dynamische, räumliche Verschiebung der Deposition von Feinsedimenten schlug sich in einer flußaufwärts gerichteten Verdriftung der Wasservögel nieder (Abb. 3). Im wehrnahen Bereich B1 stiegen schon 1977 die Wasservogeldichten sprunghaft an

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

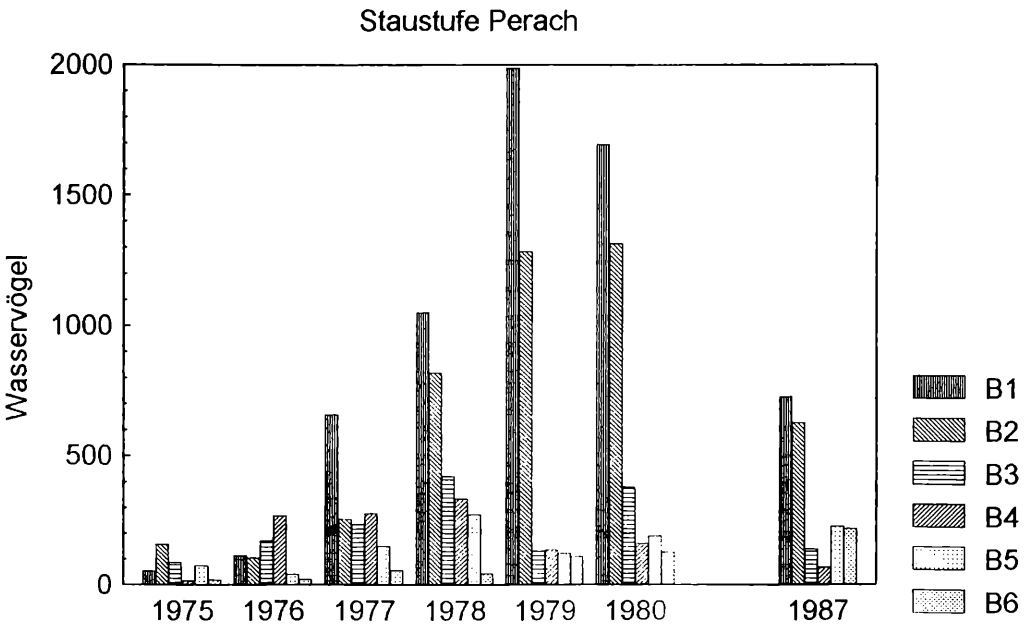

Abb. 3:
Entwicklung der Wasservogel-Jahressummen (Summe der 12 Monatsmittelwerte; ohne Lachmöwen) im Stauraum Perach 1975–1987 in den verschiedenen Teilräumen B1–B6 (siehe Abb. 1). - *Fig. 3: Dynamics of waterfowl numbers at different sample areas of the Perach reservoir (B1-B6) from 1975–87 (see fig. 1).*

(Optimum 1979). Danach gingen die Dichten rasch zurück. Im flußaufwärts angrenzenden B2 setzte die sprunghafte Zunahme ein Jahr später ein und das Optimum, schon deutlich niedriger als in B1, wurde erst 1980 erreicht. Im Stauwurzelbereich B3 und im nur unwesentlich veränderten Bereich B4 waren die Veränderungen sehr viel schwächer und die Schwebstoffdeposition war hier wohl nicht mehr die ausschlaggebende Größe. Eine Analyse von Einzelarten unterstreicht dies noch. So verschoben sich bei der Tafelente die Nutzungsraten von B1 nach B2 besonders auffällig, und in B3 erreichte die Art erst 1980 ihr Optimum (Abb. 4). Bei der Krickente, die zusätzlich auf die neu entstehenden Inseln in Abschnitt B2 reagierte, sind die Entwicklungen in B1 und B2 noch unterschiedlicher (Abb. 4). In B4 fehlte die Art dagegen weitgehend.

In den angrenzenden Altwässern kam es durch den Einstau zu einer Anhebung des Grundwasserspiegels und in B6 zu einer deutlichen, auch 1987 noch nicht abgeschlossenen Zunahme der Wasservögel (1987 infolge jagdlicher Anfütterung Stockente und Bläßhuhn häufigste Arten). Auf der altwasserreicheren rechten Innseite (B5) wurden dagegen 1978 die höchsten Dichten erreicht, wobei hier das herbivore Bläßhuhn das Hauptkontingent stellte (Abb. 4). Mit zunehmender Verschilfung dieser Gewässer wurde das Bläßhuhn durch die Krickente ersetzt, die 1987 über 50 % der Wasservögel in diesem Bereich ausmachte (Abb. 4).

Der Zwergtaucher, vor 1976 schwerpunktmäßig an relativ ungestörten Flußabschnitten des Inn und in den rechtsseitigen Altwässern verbreitet (Werte in Abb. 4 wegen fehlender Januar- bis Aprilwerte 1975 zu niedrig!), nutzte nach dem Einstau kurz-

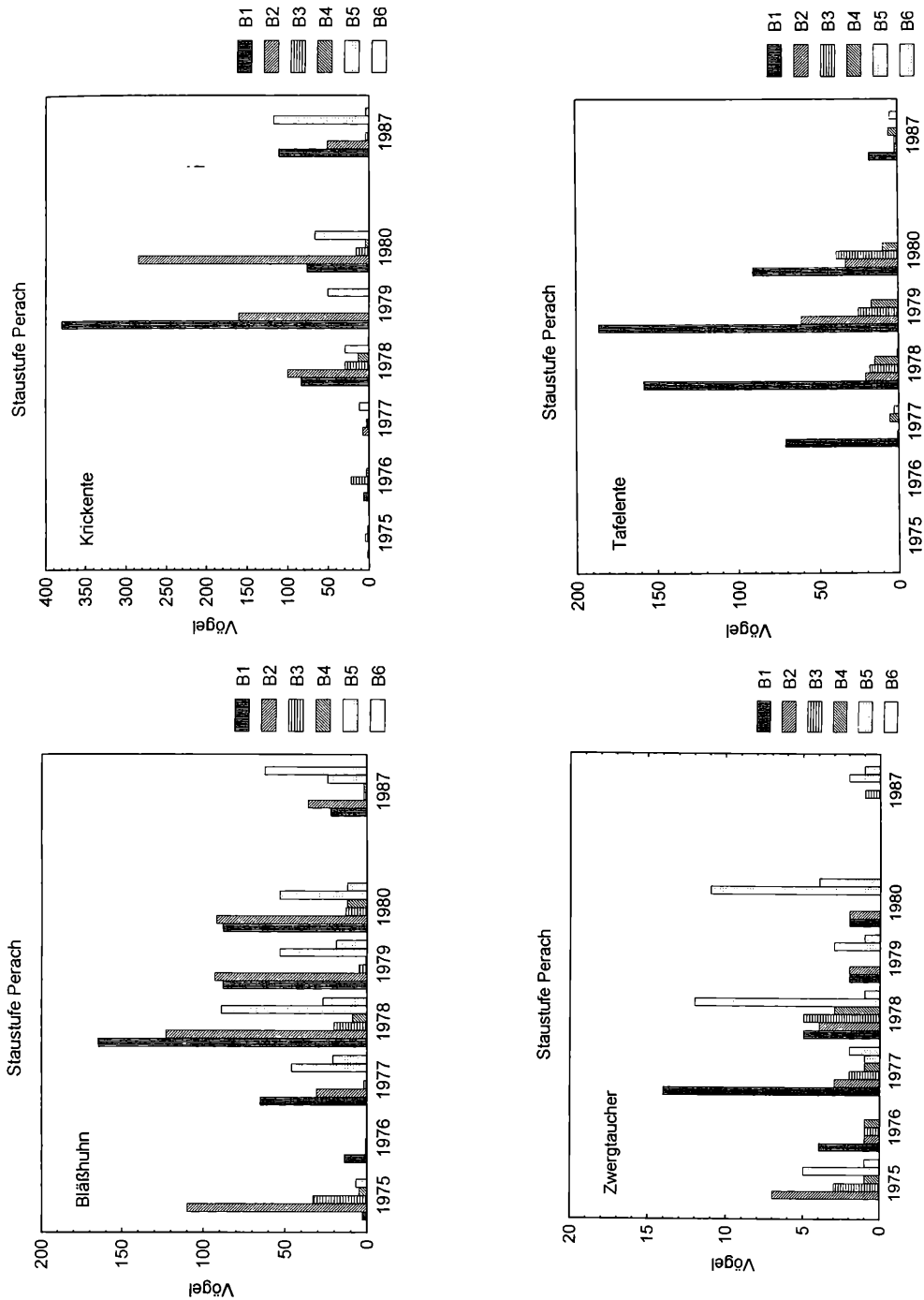

Abb. 4:
Entwicklung der Tafelenten-, Krickenten-, Zwergtaucher-und Bläßhuhnbestände 1975 –1987 in den verschiedenen Teilräumen der Staustufe Perach (Jahressummen der Monatsmittelwerte). – *Fig.4: Dynamics of Pochard, Teal, Little Grebe and Coot at different sample areas of the Perach reservoir from 1975–87.*

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

zeitig den wehrnahen Bereich, war aber ab 1978 fast nur noch in den Altwasserbereichen zu finden. Die Zahlen gingen bei steigender Habitatqualität aufgrund externer Effekte bis 1987 stark zurück, scheinen aber inzwischen (1995) wieder zu steigen. Zunächst deutliche Bestandszunahmen und danach starke Verluste bis unter die Werte vor dem Einstau beschreiben auch ABS et al. (1984, 1985) und JEDICKE & STAIBER (1988).

Deutlich abgenommen hat nach dem Einstau die eher strömungsreiche Flüsse bevorzugende Schellente (Tab. 3). 1987 erreichte sie nach verlandungsbedingter Querschnittsverengung und dadurch höheren Fließgeschwindigkeiten (REICHHOLF 1976b) wieder fast die Ausgangsdichten von 1975. Über sinkende Schellentenbestände nach Stauseebau berichten auch AUBRECHT & BÖCK (1986). Am Inn hält sich allerdings ein großer Teil der Schellenten am in großen Bereichen strömungsarmen Eggfinger Stausee auf (REICHHOLF 1979).

3.2 Bedeutung der Staustufe Perach für die Stauseekette am Unteren Inn

Stellt nun die Innstaustufe Perach aus Wasservogelsicht eine Bereicherung der Stauseen am Unteren Inn dar? Um dies zu entscheiden, muß geprüft werden, welche Auswirkungen die Inbetriebnahme von Perach auf die Wasservogelzahlen der angrenzenden Innstauseen hatte, ob die Struktur der Wasservogelzönose von Perach unter Berücksichtigung des Reifungs-

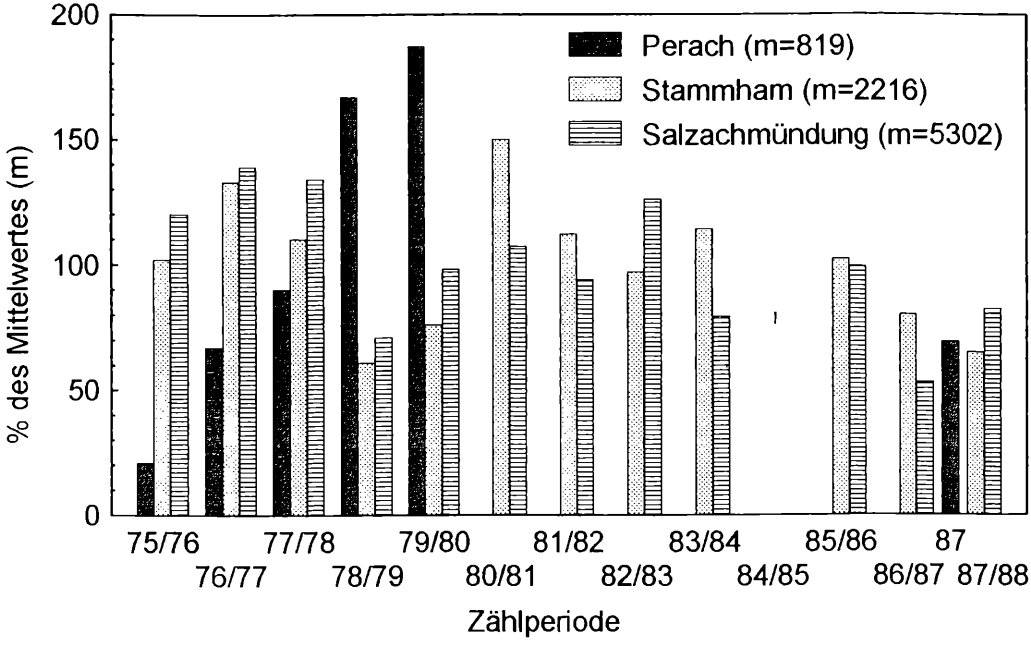

Abb. 5:
Jahresanteile der Wasservogel-Wintersummen (3 Monate; ohne Lachmöwen) 1975/76 –1987/88 in den Stauhaltungen Perach, Stammham und Simbach-Braunau. Die unterschiedlichen Entwicklungen wurden durch die Inbetriebnahme der Staustufe Perach ausgelöst (vgl. Text). m = Mittelwert pro Zählung. – *Fig. 5: Relative abundance of waterfowl (totals for Nov-Jan-Mar) from 1975–88 at the reservoirs of Perach, Stammham and Simbach-Braunau (see fig. 1). Dynamics are due to unbalanced sedimentation and nutrient deposition after starting the Perach plant.*

prozesses 1977-87 von der anderer Innstauseen abweicht und welche Bedeutung die Peracher Habitate für gefährdete Arten am Unteren Inn haben.

3.2.1 Entwicklung der Wasservogelsummen 1975-88 in Perach, Stammham und Simbach-Braunau

Die Staustufen Stammham und Simbach-Braunau (Salzachmündung) liegen flußabwärts der Staustufe Perach. 1975–88 wurden in Stammham 29560 Wasservögel, an der Salzachmündung 67569 Wasservögel gezählt (siehe auch UTSCHICK 1995b). Im Vergleich mit der Staustufe Perach (durchschnittlich 819 Wasservögel pro Zählperiode) nutzte somit das rund 3- bzw. gut 6-fache an Wasservögeln diese größeren und strukturreicheren Stauseen. Die Wasservogelzönose war dabei in Stammham relativ artenarm. Mit 27 Arten wurden in 12 Zählperioden lediglich die Werte von Perach (25 Arten in 6 Zählperioden; nur Zähldaten aus 3 Monaten!) erreicht. Artenreicher war die Salzachmündung mit 34 Arten. In beiden Stauhaltungen dominierten wie in Perach Bläßhuhn, Stockente, Reiherente, Krickente und Lachmöwe (allerdings unterschiedliche Dominanzränge; vgl. 3.1.1).

Ein Vergleich an den langjährigen Mitteln normierter Daten zeigt für 1978 einen starken Anstieg der Wasservogelzahlen in Perach, während in Stammham bereits 1977, an der Salzachmündung 1978 die Zahlen für jeweils 1–2 Jahre drastisch sanken (Abb. 5). Dies fällt zusammen mit durch den Staustufenbau 1976 und den durch den endgültigen Einstau im März 1977 induzierten Veränderungen bei der Sedimentation von nährstoffreichen Schwebstoffen (Lehme, organischer Detritus) des Inn. Am Stammhamer Stau waren vor allem Pflanzenfresser, an der Salzachmündung Schlammfaunafresser betroffen (Tab. 4; vgl. auch Abb. 2 in UTSCHICK 1995b). Für den am ganzen Unteren Inn festgestellten allgemeinen Rückgang der Wasservogelzahlen (REICHHOLF 1994) waren die durch Perach verursachten Kurzzeitveränderungen ohne Bedeutung.

Die gestufte Kurzzeitreaktion deutet auch darauf hin, daß es tatsächlich die ausbleibende Nährstoffnachlieferung durch detritusreiche Feinsedimente ist, die die für Wasservögel negativen Entwicklungen steuert, und nicht etwa Umstrukturierungen innerhalb der Schlammfauna mit denkbaren Verschiebungen des Energieflusses von den Wasservögeln hin zu Bakterien, Fischen oder z. B. über veränderte Emergenzmuster (Schlüpfzeiten von Wasserinsekten wie z. B. Köcherfliegen) zu terrestrischen Beutegreifern oder Flugjägern. Auch eine verstärkte Nutzung des Peracher Stausees durch Vögel von Stammham und Simbach-Braunau scheidet als alleinige Erklärung wegen der unterschiedlichen Größenordnungen der jeweiligen Wasservogelmengen aus. Die Bestandszunahmen in Perach konnten die Verluste bei weitem nicht ausgleichen, die sich durch den Nährstoffentzug in Perach in den größeren, flußabwärts liegenden und infolge rückläufiger Sedimentation kurzzeitig verstärkter Sohlerosion ausgesetzten Stauseen ergaben. Selbst wenn man für den Rückgang der Wasservogelzahlen in Stammham und an der Salzachmündung zusätzliche regionale Faktoren annimmt, so sind die anfänglichen Auswirkungen der neuen Staustufe Perach insgesamt negativ für die Wasservögel am Unteren Inn zu bilanzieren (vgl. Parameter in REICHHOLF 1992). Langfristig sind natürlich neue Wasservogellebensräume dazugekommen, die die Kapazität des Unteren Inn für Wasservögel weiter erhöht haben. Allerdings beherbergt die Staustufe Perach derzeit nur 2,1 % der am Unteren Inn (Stufen Neuötting bis Passau) rastenden oder überwinternden Wasservögel und ist damit die unbedeutendste der ganzen Kette (REICHHOLF 1994).

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4: Entwicklung der Wasservogelbestände (mittlere IWVZ-Zählsummen pro Periode) für 1975–88 in den Stauräumen Stammham und Simbach-Braunau. n = 100 % (Anzahl bei erstmaligem Auftreten einer Art mit mehr als 2 Individuen). * = nur Einzelbeobachtungen (maximal 1–2 Individuen). *–Waterfowl dynamics (totals from Nov-Jan-Mar-counts; decrease/increase in %) for 1975–88 (four periods) at the river reservoirs of Stammham and Simbach-Braunau downstream of Perach. n = starting numbers 1975/78 or later. * = rare species not included.*

	Stammham				Simbach-Braunau			
Gilde/Art	1975/78	78/80	80/84	85/88	1975/78	78/80	80/84	85/88
	n	%	%	%	n	%	%	%
Fischfresser	67	-57	-34	-43	132	-14	+19	-18
Schlammfaunafresser	703	-17	-11	-28	3523	-67	-73	-67
Mischkostfresser	1119	-40	+39	-6	1848	+3	+63	-10
Pflanzenfresser	906	-58	-30	-57	1584	-14	-7	-27
Haubentaucher	3	+36	+36	-80	43	+9	-46	-71
Zwergtaucher	59	-91	-97	-97	13	-47	-29	-25
Kormoran			n=8	+175	*	n=13	+544	+464
Graureiher			*		40	-37	-20	-55
Höckerschwan	27	-56	+11	+56	89	-68	-30	-59
Schnatterente	*		n=9	+221	134	+58	+181	+132
Krickente	163	-38	+22	-24	199	+68	+259	+68
Stockente	607	-48	+82	+23	900	-7	+76	+9
Spießente			*		52	-84	-72	-77
Löffelente					22	-64	+7	-50
Tafelente	126	-9	+2	-59	814	-77	-80	-79
Reiherente	492	-20	-30	-27	2456	-72	-72	-64
Schellente	82	+21	+92	+66	246	-74	-56	-50
Gänsesäger	4	+346	+684	+664	31	-29	-23	-69
Bläßhuhn	877	-58	-31	-60	1490	-11	-6	-25
Sturmmöwe			*	*	*	n=3	+140	-48
Lachmöwe	346	-27	-31	-56	537	-7	-47	-99
Sonstige	8	+72	-46	-75	17	+1230	-19	-69
Summe	2829	-40	+3	-28	7356	-25	-22	-40

3.2.2 Struktur der Wasservogelzönose

Eine clusteranalytische Gruppierung der Wasservogelgemeinschaften für die Stauseen am Unteren Inn zeigte, daß der Peracher Innstau bis jetzt auch die Vielfalt der Wasservogelhabitate am Unteren Inn nicht vergrößert hat (Utschick 1996). Da die reaktivierten Altwasserzüge die Wasservogelzönose noch kaum beeinflussen, wurde nur ein relativ häufiger Stauseetyp um eine Kopie erweitert. Andere Tiergruppen wie z.B. die Amphibien haben allerdings bereits vom modernen „Überlauf"-Prinzip der Peracher Staustufe profitiert (Utschick 1994a).

3.2.3 Gefährdungsgrad

Neben quantitativen und strukturellen Komponenten ist auch der Gefährdungsgrad einer Avizönose wichtig für die Beurteilung naturschutzfachlicher Werte. Tab. 5 vergleicht die drei näher untersuchten Stauseen diesbezüglich miteinander, weist auf Teilhabitate hin, die besonders große Mengen und Anteile an gefährdeten Arten beherbergen und skizziert für Perach die Entwicklung gefährdeter Wasservogelarten 1975–87.

Betrachtet man die Artenzahlen, Vogelsummen und Anteile gefährdeter Arten und berücksichtigt dabei, daß in Perach nur 6,

Tab. 5: Auftreten von Vogelarten der Roten Listen (einschließlich potentiell gefährdeter und wandernder Arten; Quellen siehe Tab. 1) am Innstausee Perach (6 Zählperioden; vgl. Abb. 1) im Jahresverlauf bzw. im Winterhalbjahr im Vergleich mit den Innstauseen Stammham (ST) und Salzachmündung (SB; Winterhalbjahr; je 12 Zählperioden) 1975-88. S=Artenzahl, N=Individuensumme, %=Individuenanteil. – *Distribution of endangered waterfowl species (see tab. 1) for 1975-88 at the Perach reservoir (all-year and Nov-Jan-Mar counts) compared with the reservoirs of Stammham (ST) and Simbach-Braunau (SB; Nov-Jan-Mar counts). S = species number, N = total of endangered individuals, % = proportion of endangered birds.*

Arten gefährdet *endangered spec.*		europaweit *within Europe*			deutschland-/bayernweit *within Germany/Bavaria*			insgesamt *total*		
		S	N	%	S	N	%	S	N	%
Perach	B1	7	126	1.1	12	807	7.0	19	933	8.1
(Jan-Dez)	B2	12	132	1.3	15	1164	11.8	37	1296	13.1
	B3	7	29	0.7	9	349	8.6	16	378	9.3
	B4	2	12	0.6	5	104	5.0	7	116	5.6
	B5	5	59	3.1	8	426	22.7	13	485	25.8
	B6	5	23	0.8	4	223	7.6	9	246	8.4
	Summe	21	393	1.2	18	3073	9.5	39	3466	10.7
Perach	75/76	2	2	0.1	3	46	3.6	5	48	3.7
(Nov,	76/77	3	15	1.0	5	63	4.2	8	78	5.2
Jan,	77/78	3	12	1.5	4	59	7.1	7	71	8.6
Mar)	78/79	3	13	0.9	3	198	14.4	6	211	15.3
	79/80	2	9	0.6	4	315	20.5	6	324	21.1
	1987	2	24	3.9	5	152	24.7	7	176	28.6
	Summe	7	75	1.0	9	833	11.7	16	908	12.7
ST	Summe	8	346	1.0	9	3652	12.4	17	3998	13.5
SB	Summe	12	3749	5.6	9	8237	12.2	21	12016	17.8

an den beiden anderen Stauseen 12 Zählperioden vorlagen, so ergeben sich bei Artenzahlen und Anteilen (wohl aber bei den absoluten Häufigkeiten) kaum Unterschiede zwischen Perach und Stammham. Die Salzachmündung sticht allerdings bezüglich ihres hohen Anteils an europaweit gefährdeten Arten heraus.

In Perach, wo ganzjährig Daten zur Verfügung standen, war der relativ flache, dammnahe Schlickbereiche und Inseln aufweisende Abschnitt B2 der mit Abstand reichste an gefährdeten Arten und zusammen mit dem tieferen, wehrnahen Abschnitt B1 auch der individuenreichste. Die höchsten Anteile an gefährdeten Arten wiesen aber die rechtsseitigen Altwasserzüge (B5) auf, an denen ein Viertel aller Vögel in zusammen 13 Arten Rote-Liste-Status aufwiesen (vgl. Tab. 1).

Gut demonstrieren läßt sich auch die positive Entwicklung dieses naturschutzfachlichen Wertes. Die Zahlen an gefährdeten Wasservögeln stiegen in Perach wie deren Anteile an der Wasservogelgemeinschaft von 1975-80 nahezu kontinuierlich an.

Trotz 1987 wieder gesunkener Individuenzahlen wuchsen aber die Anteile der gefährdeten Arten weiter, z.B. bei der die wieder flußartigeren Abschnitte stärker nutzenden Schellente und der zu 40 % auf die Altwässer (B5) ausweichenden Krickente.

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

4. Diskussion

4.1 Dynamik von Wasservogelzönosen auf Stauseen

Wasservogelgemeinschaften von Stauseen verändern sich, bedingt durch Reifungsprozesse mit ihren Auswirkungen auf Nährstoffversorgung, Verlandung und Tiefenzonierung, in vorhersagbarer Weise (BEZZEL 1975, 1986, BEZZEL & ENGLER 1985A, REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982, UTSCHICK 1980). Nach dem Einstau ist die Sedimentation in dem etwa 2 km langen Abschnitt oberhalb des Wehres besonders stark. Hier verfüllen bis auf einen etwa 200 m langen, von Unterströmungen abgesaugten Bereich unmittelbar am Wehr überwiegend nährstoffreiche Feinsedimente das Staubecken, während an der Stauwurzel gröberes Material abgelagert und in den flußaufwärts liegenden Abschnitten weiter durch Sohlerosion nivelliert wird. In der letzten Reifungsphase werden dann die im mittleren Stauseeabschnitt liegenden Bereiche mit Sedimenten verfüllt (vgl. CONRAD-BRAUNER 1994, S. 26). Die Geschwindigkeit dieses Reifungsprozesses hängt im wesentlichen nur von der Stauseestruktur und -größe, der Wasserführung, der Position in der Stauseekette und der Schweb- und Feststoffracht (Feinlehme, Detritus) ab (REICHHOLF 1992).

Am Inn dauerte die Verfüllung des Stauraums Ering bei weitgehend schon von den Staubecken am Oberen Inn abgefangenem Geschiebe und, verglichen damit, 20fach höheren Schwebstoffrachten ca. 35–40 Jahre (CONRAD-BRAUNER 1994). Dieses im eigentlichen Flußbett nur noch bei stärkeren Hochwässern gestörte Endstadium sollte am kleinen Peracher Stausee sehr viel schneller erreicht werden, zumal breite Dammvorländer im Mittelabschnitt den Verlandungsprozess beschleunigen würden. Eine besonders gute Versorgung mit nährstoffreichen Sedimenten war dabei im wehrnahen Abschnitt B1 zu erwarten. Gegen Ende des Reifungsprozesses sollten sich die produktivsten Flächen in B2 befinden. In B3 und B4 war, von einer leicht vergrößerten Wasserfläche abgesehen, nicht mit starken Veränderungen des Ressourcenangebots zu rechnen. Sollte das Auftreten von Wasservögeln überwiegend ressourcengesteuert sein, so müßte sich dies mit den üblichen Verzögerungseffekten von 1–2 Jahren (REICHHOLF 1994) in Verschiebungen der räumlichen Verteilungsmuster zeigen.

Die Ergebnisse in 3.1.3 bestätigen dies für den Stausee Perach. Vor allem die Tafelente wurde in ihrer Verteilung deutlich vom Nahrungsangebot beeinflußt, was zu Abweichungen von den für Laufstauseen des Peracher Typs charakteristischen Durchzugsmustern geführt hat.

4.2 Empfehlungen zur weiteren Behandlung der Staustufe Perach

Die Staustufe Perach wurde als Überlaufstausee konzipiert und angelegt, der bei Hochwässern ausbordet und über Altwasserzüge breit gefächert abgeleitet wird. Seine Bedeutung für Wasservögel mußte sich bei dieser Zielsetzung in Grenzen halten, da auf den eigentlichen Flußstrecken nur ein am Unteren Inn schon häufiger Stauseetyp kopiert wurde und der Stauraum zusätzlich deutlich kleiner ist als in den flußabwärts folgenden Stauseen. Lediglich in den 5 Jahren von Baubeginn bis zur Einstellung eines relativ stabilen Massengleichgewichts konnten sonst am Unteren Inn stark zurückgehende Arten den noch jungen Stausee verstärkt nutzen, dies allerdings auf Kosten von Bestandseinbußen in den direkt flußabwärts anschließenden Stauseen infolge leicht reduzierter Nährstoffrachten (Sedimentierung in Perach). Zusätzliche Nischen entstanden jedoch in den revitalisierten Altwasserzügen, einem Element, das an vielen Stauseen am Inn nahezu völlig fehlt und erst wieder an

den großen Stauseen von der Salzachmündung an flußabwärts verstärkt auftritt.

Für den Wert solcher Altwasserkomplexe entscheidend ist das Vorkommen von Rote-Liste-Arten wie Zwergtaucher, Zwergrohrdommel, Krickente, Knäkente, Wasserralle, Bekassine, Waldschnepfe, Waldwasserläufer und Eisvogel. Aber auch Teichhuhn, Graureiher und andere Zielgruppen des Naturschutzes wie Amphibien und Libellen reagieren positiv auf naturnahe Altwässer (REHFELDT 1982). Für Zielkontrollen bei Maßnahmen zur Renaturierung dieser Altwässer kann die in ihren Überwinterungsräumen Flußdelten und Überschwemmungsebenen bevorzugende Krickente (AMAT & FERRER 1988, AMAT & GARCIA 1979) als Indikatorart dienen, wobei wegen der engen Nischenüberlappung mit der Schnatterente (PÖYSÄ 1986, WINKLER 1975) auch letztere Art stark von Optimierungsmaßnahmen profitieren würde. Entscheidend ist mit die enge Nachbarschaft von Tagesrastplätzen (Inn) und nächtlichen Nahrungsgründen in den Altwässern (TAMISIER 1978/79, 1985), die über ein so reichhaltiges Nahrungsangebot verfügen, daß sich die Enten dort wegen der größeren Gefährdung durch gut gedeckte Beutegreifer eine hohe Aufmerksamkeit leisten können (PÖYSÄ 1987). Vor allem einseitig an den Fluß angebundene, schwach grundwasserdurchströmte Altwässer und vom Fluß isolierte, nur bei starken Hochwässern überschwemmte Altarme weisen große Artenzahlen auf (REHFELDT 1982), wobei lang anhaltende, starke Hochwässer mit Grundwasserspiegelanhebung und in der Folge langsamer Austrocknung (Becken) die größte positive Wirkung erzielen. Ganzjährig stark durchströmte Altwasserzüge sind dagegen negativ zu bewerten. Hier wären kurze, quellgespeiste Altarme zu bevorzugen (KRAUSE & HÜGIN 1987).

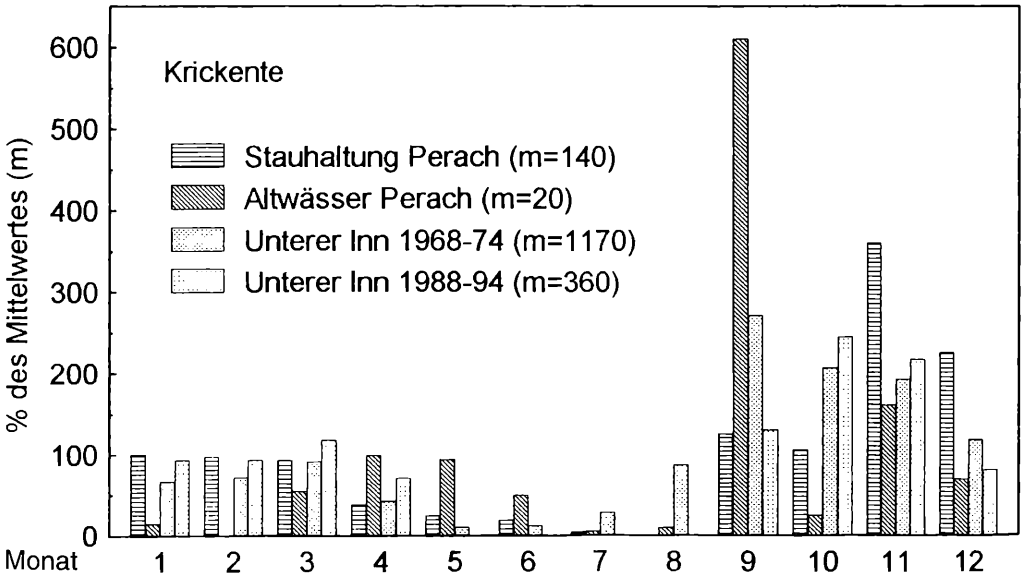

Abb. 6:
Auftreten der Krickente im Jahresverlauf am Innstausee Perach 1975–80 und 1987 (insgesamt und an Altwässern B5, B6; vgl. Abb. 1) im Vergleich mit dem Unteren Inn 1968–74 (aus REICHHOLF 1974) und 1988–94 (aus REICHHOLF 1994; Daten für Mai–August geschätzt). m = Mittelwert pro Zählung. – *Fig.6: Phenology of the Teal 1975–87 at Perach reservoir and the Lower Inn river (from Reichholf 1974, 1994). m = average per count.*

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

Besonders wertvoll für die Krickente ist der Typ Altwasser im Vergleich mit den Durchzugszahlen am Unteren Inn vor und nach den Hauptdurchzugszeiten (Okt, Nov, Mar; Abb. 6). Vor 20 Jahren fiel das jährliche Maximum an Krickenten am Unteren Inn in den September, nach meist schon starkem Einflug im August (REICHHOLF 1974), während im Winter und Frühjahr viele Vögel wegen der abgeweideten Schlickbänke abwandern mußten (REICHHOLF 1994). Heute fehlen die dafür notwendigen Lebensräume, die z. B. an der Twistetalsperre durch Absenken zu den Zugzeiten und Freiholzen, Pflege sowie Neuanlage von Inseln aufwendig hergestellt werden (JEDICKE & STAIBER 1988), innerhalb der Staubecken am Unteren Inn weitgehend. Aber auch Pflegemaßnahmen wie an der Twistetalsperre konnten z.B. bei den Limikolen den mit der natürlichen Alterung des Stausees verbundenen Rückgang nicht aufhalten. Die Altwässer des Peracher Typs könnten dagegen am Inn bei weiterer Verbreitung und Optimierung zumindest für den Krickenten-Komplex einen naturnahen Ausgleich darstellen.

Im Gegensatz zu den meisten Stauseen am Unteren Inn weist Perach, und im Bereich der Alz auch Stammham, noch schmale, naturnah von Altwässern und Auwäldern eingerahmte, erst im Hinterland mit Dämmen abgeschottete, flußartige Stauseeabschnitte auf. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind diese Abschnitte besonders wertvoll. Leit- und Zielarten sind dabei gefährdete, im Voralpengebiet für unverbaute Wildflüsse typische Arten wie Schellente (HANKE 1988, SUTER 1982b), Gänsesäger (AUBRECHT & BÖCK 1986, BÖCK & SCHERZINGER 1975, LEIBL & VIDAL 1984) und der vor allem im Frühjahr beschattete, rasch fließende Abschnitte bevorzugende Flußuferläufer (PFEIFER 1993), wobei Buhnen und ähnliche naturnahe Ufersicherungen wertvolle Strukturelemente darstellen (BELTER 1991, BÖCK 1975). Auch die Lachmöwe bevorzugt beim Aufpicken von Treibgut wegen der intensiveren Nahrungsanlieferung stark strömende Flußabschnitte (THALER & LANDMANN 1984). An der Alz nutzt sie die Oberflächendrift allerdings nur im Sommerhalbjahr regelmäßig. Der Kormoran findet sich ebenfalls häufig in diesen Bereichen, falls geeignete, ungestörte Schlafplätze im Umkreis von 20 km existieren (REICHHOLF-RIEHM 1990). Dies wäre mit dem Schlafplatz an der Alzmündung (max. 250 Vögel; GÜRTLER 1993) gegeben.

Während die Flußarten, bei nicht zu starker Beunruhigung, kein zusätzliches Stauseemanagement benötigen, ist die für die Erhaltung und Neuschaffung von Altwasserbereichen nötige Dynamik in den Peracher Altwasserzügen noch verbesserungsfähig. 1977–87 wurden nur an wenigen Tagen größere Wassermengen über die Au abgeleitet (vgl. UTSCHICK 1994a). 1993 sorgte allerdings ein großes Hochwasser für eine großflächige, mehrere Tage anhaltende Überschwemmung der Au. Eine regelmäßige Hochwassereinleitung käme auch vielen anderen faunistischen Zielgruppen naturschutzfachlich entgegen (vgl. UTSCHICK 1994a, 1994b, 1994d).

Falls ein geplantes NSG „Mittlerer Inn" realisiert werden sollte, so müßte im Rahmen der Pflege- und Entwicklungsplanung darüber nachgedacht werden, ob nicht bereits bei Wasserführungen von 1000 qm/s der Wasserspiegel am Wehr so hochgefahren wird, daß die Altwasserzüge unter direkten Hochwassereinfluß geraten. Statt alle 4–5 Jahre für 1–2 Tage würde die Au dann jährlich in bis zu 15 Tagen (1987) durch Hochwässer renaturiert werden. Die mit solch „schwachen" Hochwässern verbundenen Auflandungseffekte in den Flutmulden sollten durch gezielte Ausleitung von bettbildenen Katastrophenhochwässern in Grenzen zu halten sein.

Für diesen Prozeß entscheidend sind dabei vor allem Ausleitungen in Stauwurzelbereich mit zumindest kleineren Geschiebeeinträgen in die Au, während wehrnahe

Ausleitungen häufig nur zu Schluffüberlagerungen führen. Durch eine Verzögerung des Abflusses in den 1976 ausgebauten Flutmulden mittels Verengungen oder Querwerken sollte zudem angestrebt werden, daß die Wasserenergie durch Lehmtümpel- oder Altwassererosion in den Auen optimal wirken kann. Dies ist am ehesten durch kurze, heftige Hochwässer zu erreichen, wobei das Wasser mehrere Tage nachlaufen sollte, um eventuell neu entstandene Kiesflächen von Überschlickungen freizuspülen (wichtig für auentypische Rohbodenbesiedler aus Flora und Fauna). Danach wäre gegen die derzeitig im Hochwasserfall vorbeugend praktizierte Absenkung des Stauzieles nichts einzuwenden. Für entsprechende Änderungen des Regelungsplans müßten allerdings die statischen Voraussetzungen der Wehranlage berücksichtigt werden. Eventuell ist sogar eine neue Planfeststellung erforderlich.

4.3 Empfehlungen für die Untere Alz

Die Untere Alz ist trotz der Korrektion in den 20er-Jahren dieses Jahrhunderts in einem noch wenig verbauten, relativ naturnahen, wildflußartigen Zustand. Im Gegensatz zu den Innstauseen wird sie außer von der Stockente und der Lachmöwe kaum genutzt, und nur im Bereich der Mündung in den Inn kommen Krickente, Reiherente, Bläßhuhn, Höckerschwan und vereinzelt Schnatterente, Tafelente oder Zwergtaucher hinzu (GÜRTLER 1993; UTSCHICK, unpubl.). Relativ häufig sind dagegen Fischfresser wie Gänsesäger, Graureiher, Kormoran und Eisvogel, die Schellente sowie Flußuferläufer, Flußregenpfeifer und Waldwasserläufer.

Die Konzeption zur Renaturierung der Alz darf somit keinesfalls auf die Neuschaffung weiterer Staustufen in dieser Region setzen, sondern muß versuchen, den Wildfluß durch ein geeignetes Hochwassermanagement zu renaturieren. Dies bedeutet die Ausleitung von Hochwässern in die Au an dafür geeigneten Stellen mit dem Ziel, zumindest auf kleineren Flächen wildflußartige Bereiche mit hoher Massendynamik zu schaffen. Wenn dabei heute meist trockene Altwasserrinnen durchströmt werden bzw. sich infolge der Hochwasserenergie neue Altwässer bilden, ist dies ein positiver Nebeneffekt, der auch den an der Alz noch großen und vielfältigen Amphibien- und Libellenpopulationen sowie der bereits stark verarmten Wasserschneckenzönose zugute kommen wird (vgl. KARRLEIN 1994, BRAUN 1994, HILT 1994).

5. Zusammenfassung

Die 1977 in Betrieb gegangene Innstaustufe Perach wird bezüglich ihrer Wirkung auf die Wasservögel am Unteren Inn analysiert. Umfangreiche Vergleiche erfolgen vor allem mit den beiden flußabwärts anschließenden Stauhaltungen Stammham und Simbach-Braunau.

In den ersten Jahren nach Bau und Einstau veränderte sich die Wasservogelzönose beträchtlich. Von den Schlammorganismen aufnehmenden Tauchenten bevorzugt wurden zunächst die wehrnahen, von Höckerschwan und Limikolen die flacheren, strukturreicheren Bereiche des Stausees. Schellente und Kormoran fouragierten besonders häufig im Stauwurzelbereich, das Bläßhuhn und die kleinen Gründelenten auch in schilfumrandeten, offenen Altwässern.

Die phänologischen Abundanzmuster der Wasservogelarten in Perach weisen darauf hin, daß nur Krickente, Tafelente und kurzzeitig der Zwergtaucher von dem anfänglichen, einstaubedingten Nahrungsreichtum deutlich profitiert haben. Die beiden Entenarten reagierten zudem 1977–87 besonders stark zahlenmäßig und durch kleinräumige Verlagerung ihrer Hauptnahrungsgründe innerhalb des Stausees auf sedimentationsdynamische Veränderungen des Nährstoffangebots.

Die Stauseen Stammham und Simbach-Braunau beherbergen im Winterhalbjahr im Vergleich mit Perach das 3- bzw. 6fache an Wasservögeln. Durch die Inbetriebnahme der Staustufe Perach (Sedimentfalle) sanken die Wasservogel-

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

bestände in den beiden Stauseen kurzzeitig deutlich (vor allem Herbivoren und Kleintierfresser). Die Abnahmen wurden später durch steigende Omnivorendichten (vor allem Stockente) wieder wettgemacht.

Die Peracher Wasservogelzönose weist eine naturschutzfachlich nicht besonders wertvolle, für strukturarme Laufstauseen typische Artenverteilung und -zusammensetzung bei relativ geringen Vogelmengen auf. In den Altwasserbereichen dieses Stausees steigt allerdings der Anteil gefährdeter Arten laufend an. Dieser Habitattyp sollte daher systematisch durch regelmäßigen Hochwassereinfluß weiter optimiert werden. Bei Krick- und Schnatterente kann er durch Verlandungsprozesse innerhalb der Stauseen verlorengegangene Nahrungsgründe teilweise ersetzen. Dies sollte auch bei der Renaturierung der Alzauen berücksichtigt werden.

Literatur

ABS, M., H. GALHOFF & M. SELL (1981): Die Vogelwelt des Stausees Kemnade. Jb. 1981 Ruhr-Univ. Bochum: 3–8.

& (1985): Zur faunistischen Bilanz der Wasservögel nach Fertigstellung des Ruhrstausees Kemnade. Manuskript.

ALTRICHTER, K. (1974): Die Schwimmvögel des Oberegger Günzstausees. Aus der Schwäbischen Heimat 78: 42–70.

AMAT, J.A. & X. FERRER (1988): Repuestas de los patos invernantes en España a differentes condiciones ambientales. Ardeola 35: 59–70.

AMAT, J.A. & L. GARCÍA (1979): Distribución y fluctuaciones mensuales de aves acuáticas en Andalucía Occidental. Invierno 1977/78. Acta Vertebrata Doñana 6: 11–90.

AUBRECHT, G. & F BÖCK (1986): Österreichische Gewässer als Winterrastplätze für Wasservögel. Grüne Reihe des Bundesmin. f. Gesundheit und Umweltschutz, Bd. 3. Wien.

BANDORF, H. & H. LAUBENDER (1982): Die Vogelwelt zwischen Steigerwald und Rhön. Band 1. Schr.Reihe LBV Bayern. Münnerstadt.

BELTER, H. (1991): Untersuchungen zum Einfluß von Habitatstrukturen an der Donau auf das Verteilungsmuster rastender Wasservögel. Jber. OAG Ostbayern 18: 1–118.

BEZZEL, E. (1975): Wasservogelzählungen als Möglichkeit zur Ermittlung von Besiedlungstempo, Grenzkapazität und Belastbarkeit von Binnengewässern. Vogelwelt 96: 81–101.

– – (1986): Struktur und Dynamik binnenländischer Rastbestände von Schwimmvögeln in Mitteleuropa. Verh. orn. Ges. Bayern 24: 155–207.

BEZZEL, E. & U. ENGLER (1985a): Rastbestände von Schwimmvögeln in Südbayern (Enten, Bläßhuhn). Anz. orn. Ges. Bayern 24: 39–58.

– – & 1985b): Dynamik binnenländischer Rastbestände des Höckerschwans (*Cygnus olor*) und des Bläßhuhns (*Fulica atra*). Vogelwelt 106: 161–184.

BEZZEL, E. & D. HASHMI (1989): Dynamik binnenländischer Rastbestände von Schwimmvögeln: Indextrends von Stockente, Reiherente und Bläßhuhn (*Anas platyrhynchos, Aythya fuligula, Fulica atra*) in Südbayern. J. Orn. 130: 35–48.

BÖCK, F. (1975): Die Bedeutung der Donau als Rastplatz überwinternder Entenvögel (*Anatidae*). Verh. Ges. Ökol. Wien 1975: 241–245.

BÖCK, F & W SCHERZINGER (1975): Ergebnisse der Wasservogelzählungen in Niederösterreich und Wien aus den Jahren 1964/65 bis 1971/72. Egretta 18: 34–53.

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

BREDIN, D., J. SKINNER & A. TAMISIER (1986): Distribution spatio-temporelle et activités des anatidés et foulques sur l'Ichkeul, grand quartier d'hivernage tunisien. Oecol. gen. 7: 55–73.

CONRAD-BRAUNER, M. (1994): Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn" und seiner Umgebung. Ber. ANL, Beiheft 11.

EBER, G. & H. NIEMEYER (1982): Dokumentation der Schwimmvogelzählung in der Bundesrepublik Deutschland. Stufe 1. Bundesmin. ELF, Bonn.

FEIGE, K. (1989): Biometrische Analyse von Beobachtungsserien rastender Wasservögel. Beitr. Vogelkde. 35: 102–117.

Ferrer, A. & A.M. Vilalta (1987): Le delta de l'Ebre: un milieu aquatique réglé par la culture du riz. Oiseau Rev. Fr. Ornithol. 57: 13–22.

FOX, A.D. & D.G. SALMON (1989): The winter status and distribution of Gadwall in Britain and Ireland. Bird Study 36: 37–44.

FREITAG, B. (1987): Zwanzig Jahre Mittwinterzählung der Wasservögel in der Wismar-Bucht. Ornithol. Rundbr. Mecklenbg. 30: 9–17.

GALHOFF, H. (1987): Untersuchungen zum Energiebedarf und zur Nahrungsnutzung auf einem Stausee überwinternder Tafelenten (*Aythya ferina L.*). Ökol. Vögel 9: 71–84.

GALHOFF, H., M. SELL & M. ABS (1984): Aktivitätsrhythmus, Verteilungsmuster und Ausweichflüge von Tafelenten *Aythya ferina L.* in einem nordwestdeutschen Überwinterungsquartier (Ruhrstausee Kemnade). Anz. orn. Ges. Bayern 23: 133–147.

GÜRTLER, I. (1993): Die Brut- und Gastvögel des Landkreises Altötting. Mitt. Zool. Ges. Braunau 5: 341–360.

HANKE, W. (1988): Einfluß der Fließgeschwindigkeit der Weser auf die Bestandsgrößen von Enten. Vogelwelt 109: 34–36.

HILT, M. (1994): Malakologische Untersuchungen im NSG „Untere Alz" im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes. Manuskript.

HEINE, G., G. LANG & K.H. SIEBENROCK (1994): Die Vogelwelt im württembergischen Allgäu. Orn. Jh. Bad.-Württ. 10.

Hurter, H. (1979): Nahrungsökologie des Bläßhuhns Fulica atra an den Überwinterungsgewässern im nördlichen Alpenvorland. Orn. Beob. 76: 257–288.

JEDICKE, E. & K. STAIBER (1988): Zwölfjährige Bilanz der Wasservogel-Bestandsentwicklung in einem Feuchtgebiet aus Menschenhand. Natur & Landschaft 63: 423–428.

KARRLEIN, M. (1994): Die Amphibienfauna des NSG „Untere Alz" und ihre Bedeutung für die Pflege- und Entwicklungsplanung. Dipl.arb. Forstl. Fak. LMU München.

KOT, H., P. ZYSKA & A. DOMBROWSKI (1987): Liczebnosc i roszniesze nie ptaków wodnych w Polsce w styczniu 1985 roku.Not. ornitol. 28: 1748.

KRAUSE, W & G. HÜGIN (1987): Ökologische Auswirkungen von Altarmverbundsystemen am Beispiel des Altrheinausbaus. Natur und Landschaft 62: 9.

LABER, J. (1991): Ergebnisse der Wasservogelzählungen an der Donau in Wien und an der oberen Donau aus den Jahren 1983/84 bis 1988/89. Egretta 34: 16–33.

LANDMANN, A. (1981): Zur Bedeutung der Gewässer Nordtirols als Rast- und Überwinterungsstätten für Wasservögel (*Gaviidae, Podicipedidae, Anatidae, Rallidae* und *Laridae*). Egretta 24: 1–40.

LEIBL, F. & A. VIDAL (1984): Die Bedeutung der unteren Donau als Rast- und Überwinterungsgebiet für Wasservögel. Natur und Landschaft 59: 232–237.

NIEMEYER, H. (1975): Parameter zur Kennzeichnung von Wasservogelbeständen im Winterhalbjahr, dargestellt am Beispiel der Internationalen Entenvogelzählung von 1951–1961. J. Orn. 116: 154-167.

NITSCHE, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Vögel Bayerns. Schr.reihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 111: 28–34.

NOWAK, E., J. BLAB & R. BLESS (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere Deutschlands. Kilda. Greven.

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

PFEIFER, R. (1993): Kleinräumige Unterschiede im Durchzugsmuster des Flußuferläufers *Actitis hypoleucos*. Orn. Anz. 32: 141–145.

PÖYSÄ, H. (1986): Foraging niche shifts in multispecies dabbling duck (*Anas spp.*) feeding groups: harmful and beneficial interactions between species. Orn. Scand. 17: 333–346.

(1987): Feeding-vigilance trade-off in the Teal (*Anas crecca*): Effects of feeding method and predation risk. Behaviour 103: 108–122.

REHFELDT, G. (1982): Zur Bedeutung von Altarmen für die Erhaltung der aquatischen Fauna einer Flußaue. Milvus 3: 13–24.

REICHHOLF, J. (1974): Der Einfluß des Nahrungsangebots auf das Zugmuster der Krickente (*Anas crecca*). Egretta 17: 4–14.

– – (1976a): Daten zur Nahrungskonkurrenz zwischen Höckerschwan *Cygnus olor* und Bläßhuhn *Fulica atra* außerhalb der Brutzeit. Anz. orn. Ges. Bayern 15: 93–94.

– – (1976b): Zur Öko-Struktur von Flußstauseen. Natur und Landschaft 51: 212–218.

(1979): Die Schellente *Bucephala clangula* als Wintergast in Südbayern, speziell am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 18: 37-48.

– – (1989): Untersuchungen über das quantitative und qualitative jahreszeitlich bedingte Auftreten von Wasservögeln an den Isar-Stauseen zwischen Moosburg und Landshut. Vogel und Luftverkehr 9: 80–96.

(1992): Kriterien für die ökologische Bilanzierung von Stauhaltungen. Laufener Seminarbeitr. 1/92: 34–42.

– – (1994): 25 Jahre Wasservogelzählung am unteren Inn. Mitt. Zool. Ges. Braunau 6: 1–92.

 © Ornithologische Gesellschaft Bayern, download unter www.biologiezentrum.at

REICHHOLF, J. & H. REICHHOLF-RIEHM (1982): Die Stauseen am unteren Inn. Ergebnisse einer Ökosystemstudie. Ber. ANL 6: 47–89.

REICHHOLF-RIEHM, H. (1990): Das Verteilungsmuster überwinternder Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) am unteren Inn im Januar und Februar 1990. Mitt. Zool. Ges. Braunau 5: 147–156.

RÜGER, A., C. PRENTICE & M. OWEN (1987): Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung des Internationalen Büros für Wasservogelforschung (IWRB) von 1967–1983. Seevögel 8: Sonderheft 1987.

RUTSCHKE, E. (1989): Die Bedeutung der Ostseeküste der DDR für die Überwinterung von Meeresenten. Beitr. Vogelkde. 35: 90–101.

SCHUSTER, S. (1976): Die monatlichen Wasservogelzählungen am Bodensee 1961/62 bis 1974/75. 3. Teil: Tauchenten und Bläßhuhn. Orn. Beob. 73: 209–224.

SPRETKE, T. & W. STARKE (1978): Der Durchzug von Anatiden an den Mansfelder Seen (1957 bis 1976). Hercynia N.F., Leipzig 15: 438–467.

SUTER, W. (1982a): Die Bedeutung von Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee) als wichtiges Überwinterungsgewässer für Tauchenten (*Aythya, Bucephala*) und Bläßhuhn (*Fulica atra*). Orn. Beob. 79: 73–96.

– – (1982b): Vergleichende Nahrungsökologie von überwinternden Tauchenten (*Bucephala, Aythya*) und Bläßhuhn (*Fulica atra*) am Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee). Orn. Beob. 79: 225–254.

– – (1989): Bestand und Verbreitung in der Schweiz überwinternder Kormorane *Phalacrocorax carbo*. Orn. Beob. 86: 25-52.

SUTER, W. & L. SCHIFFERLI (1988): Überwinternde Wasservögel in der Schweiz und ihren Grenzgebieten: Bestandsentwicklungen 1967–1987 im internationalen Vergleich. Orn. Beob. 85: 261-298.

TAMISIER, A. (1978/79): The functional units of wintering ducks: A spatial interaction of their comfort und feeding requirements. Verh. orn. Ges. Bayern 23: 229-238.

– – (1985): Some considerations on the social requirements of ducks in winter. Wildfowl 36: 104–108.

THALER, M.E. & A. LANDMANN (1984): Zum Tagesablauf und Verhalten einer neu etablierten städtischen Winterpopulation der Lachmöwe (*Larus ridibundus*). Ökol. Vögel 6: 213-222.

TUCKER, G. M. & M. F. HEATH (1994): Birds in Europe. Their conservation status. BirdLife Conservation Ser. 3. BirdLife Int. Cambridge.

UTSCHICK, H. (1977): Tagfalter als Bioindikatoren im Flußauwald. Nachrichtenblatt Bay. Entomol. 26: 119–127.

– – (1978): Der Bestandstrend des Höckerschwans (*Cygnus olor*) in Südbayern in Abhängigkeit von der Stichprobengröße. J. Orn. 119: 191–196.

(1980): Wasservögel als Indikatoren für die ökologische Stabilität südbayerischer Stauseen. Verh. orn. Ges. Bayern 23: 273–345.

– – (1989): Veränderungen in der Nachtfalterfauna (*Macroheterocera*) im Auenwald der Innstaustufe Perach 1976–1988. Nachrichtenblatt Bay. Entomol. 38: 51–62.

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

– – (1992): Der Graureiher. Eigenverlag.

– – (1993): Größe, Verteilung und Zusammensetzung von Vogeltrupps in den Auwäldern am Unteren Inn. Orn. Anz. 32: 117–128.

– – (1994a): Entwicklung der Amphibien- und Reptilienbestände durch Anlage und Hochwassermanagement der Innstaustufe Perach 1975–1988. Mitt. Zool. Ges. Braunau 6: 93–108.

– – (1994b): Entwicklung der Libellenfauna durch Anlage und Management der Innstaustufe Perach 1975–1987 (*Odonata*). Nachrichtenblatt bayer. Entomol. 43: 1–15.

– – (1994c): Walderholung und Staustufenbau - Veränderung der Auwaldnutzung nach Renaturierungsversuch. AFZ 49: 173-175.

– – (1994d): Zur Dynamik von Tagfaltergemeinschaften im Flußauenwald der Innstaustufe Perach 1976-1987 (*Lepidoptera, Rhopalocera*). Ber. ANL. 18: 83–92.

– – (1995a): Auswirkungen von Hochwässern, Frostperioden und Beunruhigung auf die Wasservogelverteilungen in den Innstauseen Stammham und Simbach-Braunau. Mitt. Zool. Ges. Braunau 6: 203-220.

– – (1995b): Bestandsentwicklung und Habitatpräferenzen von rastenden oder überwinternden Wasservögeln im Bereich der Innstauseen Stammham und Simbach-Braunau. Mitt. Zool. Ges. Braunau 6: 221-238.

© Ornithologische Gesellschaft Bayern; download unter www.ornithologie-bayern.at

(1996): Staustufenbau und Naturschutz: Konsequenzen aus der Strukturdynamik von Wasservogelzönosen am Unteren Inn. In Vorbereitung.

VON KROSIGK, E. (1988): Ergebnisse der Schwimmvogelzählungen im Ismaninger Teichgebiet zwischen 1967 und 1986. Verh. orn. Ges. Bayern 24: 591–606.

WARTMANN, B.A., R. MAURIZIO, W. BÜRKLI & M. JUON (1986): Phänologie der Wasser- und Sumpfvögel in einem inneralpinen Durchzugsgebiet: Bedeutung der Gewässer des Oberengadin und Bergells als Rast-, Überwinterungs- und Brutgebiet. Orn. Beob. 83: 171–232.

WINKLER, M. (1975): Untersuchungen zur Statistik und Dynamik von Ökosystemen. Mitt. Zool. Ges. Braunau 2: 51–150.

Dr. Hans Utschick
- Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz -
Hohenbachernstraße 22
85354 Freising

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Ornithologischer Anzeiger

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: 35_1

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

Artikel/Article: Dynamik von Wasservogelgemeinschaften nach Staustufenneubau (Innstau Perach, Südbayern) 25-47