

Naturschutz und Teichwirtschaft im Donau-Isar-Hügelland

Möglichkeiten der Integration von Biotop- und Artenschutz mit fischereilicher Nutzung

Von *Erhard Bolender* und *Friedrich Duhme*

Zusammenfassung

Seit 1974 wird die Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern durchgeführt. In der Folge wurde der Biotoptyp Teich in einem Teilraum des Donau-Isar-Hügellandes näher untersucht. Nur einige der extensiv genutzten Teiche können als schutzwürdige Biotope im Sinne der Biotopkartierung aufgefaßt werden. Charakteristisch ist der wirtschaftsbedingt unstete Status dieser Biotope. Darüber hinaus gibt es zwei Tendenzen, einmal die Tendenz zur Vergrößerung und damit zur Zerstörung wertvoller Quellbereiche, zum anderen die der Aufgabe und damit des Verfalls der Anlage. Beides ist aus der Sicht des Naturschutzes vorsichtig zu beurteilen.

Durch Anwendung der Gesetzmäßigkeiten der Inselbiogeographie auf die Osterseen im Vergleich zu den von uns untersuchten Teichen ließ sich der relative Wert der Teichbiotope im Hinblick auf den Schutz aquatischer Pflanzenarten bestimmen. Es wird deutlich, daß im Donau-Isar-Hügelland nur Teiche bis zu 3—5 ha erstrebenswert sind; natürliche Seen, sofern sie nicht stark belastet sind, besitzen dem gegenüber ein wesentlich höheres Artenpotential bei gleicher Fläche. Teiche können natürliche Stillgewässer somit nur bedingt ersetzen.

Summary

In 1974 an inventory was started to map ecologically important parts of Bavaria. In connection with this general inventory we investigated ponds as a biotope-type in parts of the Danube-Isar-Hügelland of Lower Bavaria in more detail. Except but a few extensively managed ponds most of them cannot be considered to be ecologically important in the sense of the general inventory. Of great importance is the management-dependent "elastic" status of these biotopes. Noticeable is a tendency to enlarge and frequently destroy important spring areas on the one hand and to abandon the water bodies on the other hand. From the nature conservation point of view both activities imply careful evaluation.

By applying the principles of island biogeography both to a natural lake system (Osterseen, Upper Bavaria) and to ponds in Lower Bavaria we were able to give a rough estimate of the value of natural systems compared to ponds to the conservation of aquatic macrophytes. When hydrologically feasible the ponds should have a size of 3—5 ha. Natural lakes, if not heavily polluted, are richer in species compared to ponds of the same size. Artificial ponds therefore can not replace destroyed natural lakes.

Einleitung

Seit 1973/74 werden auf Veranlassung des Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten flächendeckende Kartierungen für Land- und Forstwirtschaft durchgeführt, nämlich die Agrarleitplanung und die Waldfunktionsplanung. Sie sollen die Basisinformationen für die Entwicklung von Zielvorstellungen und Zielaussagen zur Flächennutzung bzw. für die Waldentwicklung abgeben (vgl. Amt für angew. landwirtsch. Betriebswissenschaft 1976, Bayer. Staatsmin. LF 1973/74). 1973 begannen auch die Vorarbeiten für die dritte, flächenbeanspruchende Disziplin im ländlichen Raum, den Naturschutz. In den Jahren 1974 und 1975 erfolgte die „Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern“ (KAULE 1974, KÜNNE 1975) außerhalb der Alpen¹⁾.

Die bei der „Kartierung schutzwürdiger Biotope“ auskartierten Flächen sind in ganz bestimmter Art und Weise von ihrem jeweiligen Umland unterschieden. Obwohl es sich auf den ersten Blick hin um alle möglichen Vegetationstypen und -formationen handelt, die bei der Kartierung erfaßt werden, lassen sich doch klar erkennbare gemeinsame Merkmale feststellen. So kann man praktisch immer einen Intensitätsgradienten der Landbewirtschaftung zwischen Umland und dem „Schutzwürdigen Biotop“ erkennen, z. B. bei einem naturnahen Waldrest gegenüber Forsten, einer Fadenbinsenwiese gegenüber Wirtschaftsgrünland oder Acker. Aber auch bei komplexeren Strukturen kann dieser Gradient immer wieder und ohne jede Schwierigkeit abgelesen werden. Wenn man etwa wärmeliebende Gebüsche und Hangwälder in Mischung mit Triften als Beispiel betrachtet, so läßt sich der entsprechende Gradient unschwer gegenüber den jeweils entsprechenden wirtschaftsorientierten Pflanzenformationen immer aufspüren. Es handelt sich also um Flächen, die weniger stark gedüngt, betreten, beerntet sowie nicht umgebrochen werden. Man kann also sagen, daß das erste Kriterium für ein „Schutzwürdiges Biotop“ in einer meist leicht erkennbaren geringeren Nutzungsintensität gegenüber dem Umland besteht. Eine sehr wichtige Hilfe für den Kartierer ist dabei natürlich ein bestimmter, vorgegebener Objektschlüssel. Bei der vom Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München-Weihenstephan durchgeführten Biotopkartierung Bayern wird dafür ein im Gelände leicht nachvollziehbarer, komplexer Schlüssel verwendet, der einerseits Standortmerkmale enthält, andererseits direkt Vegetationstypen und Vegetationsformationen anspricht. Das können somit Dolinen, Wiesentäler, naturnahe Bach- oder Flußläufe und verschiedene See- und Teichtypen sein (Standort), weiters mesophile Wälder, Kalkbuchenwälder, naturnahe Nadelwälder (Vegetationstypen), um nur einige anzusprechen und schließlich Formationen wie Schwimmblattgürtel, Röhricht, Flachmoor und Halbtrockenrasen oder Hecken und Gebüsche sein.

Schwierigkeiten treten dagegen auf, wenn in einem größeren Gebiet kartiert wird, wo mit unterschiedlichen Voraussetzungen zu rechnen ist. Dafür müßte ein detaillierter Kriterienkatalog vorhanden sein, der die Auswahl der „Schutzwürdigen Biotope“ objektivieren hilft. Das dürfte aber im ersten Anlauf für ein so großes Gebiet wie Bayern kaum möglich sein. Man benötigte z. B. unterschiedliche Qualitätsmerkmale für ein Kalkflachmoor im Alpenvorland und für das Donaumoos, denn was in dem einen Gebiet

¹⁾ Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, München.

gang und gäbe ist, kann in dem anderen Gebiet bereits eine Einmaligkeit darstellen. Es scheint, daß man für ausgewählte Biotoptypen durchaus recht hohe Objektivität erreichen kann, vor allem, wenn von einer Person nur ein bestimmter Vegetationstypus beurteilt wird (vgl. KAULE 1974). Für das Gesamtgebiet wird man wohl mehrstufig arbeiten müssen und in der ersten Stufe, die nunmehr im Gelände abgeschlossen ist, wird man kaum mehr als eine grobe Inventarisierung schaffen können, die allerdings schon den verschiedenen Naturräumen zuzuordnen ist, und damit die Basisinformation für eine zweite Stufe liefert.

Es schien damals wichtiger, eine gewisse Fehlerquote zu akzeptieren als einen längeren Zeitverlust. Das Gesamtergebnis für den Naturschutz glaubten wir auf diese Weise günstiger halten zu können als in einem anderen Falle. Des weiteren wurde das Kartierungssystem so offen gehalten, daß jederzeit Verbesserungen, Ergänzungen, aber auch Löschen von „Schutzwürdigen Biotopen“ erfolgen konnten. Hierbei war vor allem durch Zusammenarbeit mit lokalen Fachleuten auf ein entsprechendes Korrektiv zu rechnen.

Gleichzeitig wurde mit Arbeiten begonnen, die Aussagen zur Kartierung selbst liefern sollten und zwar zur Aussageschärfe etwa für Tiergruppen (ASSMANN 1976: Amphibien), für bestimmte Landschaftsteile in Verbindung mit der Regionalplanung (RUEBELING 1975: Wertachauen) und zur Konzeptbildung für weiterführende Programme (BRAUNER und WEBER 1975: Planungsregion 1, Bayer. Untermain). Die hier in gestraffter Form wiedergegebene Diplomarbeit (BOLENDER 1976: Sekundäre Wasserflächen im Donau-Isar-Hügelland) gehört in den gleichen Kontext und sollte nähere Informationen über Wechselbeziehungen zwischen „Schutzwürdigen Biotopen“ und der speziellen Nutzung Teichwirtschaft liefern. Vielversprechende Entwicklungen auf dem Gebiet der Inselbiogeographie veranlaßten uns, an dieser Stelle einige neue Interpretationsmöglichkeiten anzuführen und im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Naturschutz zu diskutieren.

Der Untersuchungsraum umfaßte die beiden topographischen Kartenblätter
M = 1 : 50 000: L 7336 — Mainburg und L 7338 — Rottenburg a. d. Laaber.

Natürliche Grundlagen

Charakteristisch für das Untersuchungsgebiet ist eine teils hügelige, teils wellige Hochfläche mit einem feinmaschigen Netz meist asymmetrischer Tälchen. Der geologische Aufbau des Untersuchungsgebietes ist gekennzeichnet durch Ablagerungen der oberen Süßwassermolasse. Charakteristisch sind entsprechend den Entstehungsbedingungen Schichtungen von Mergel über Feinsand zu Grobsand und Kiesen mittlerer bis feiner Korngröße. Wasserstauer sind die Grundlagen für den Reichtum an Quellen im Untersuchungsraum und somit für die Teichwirtschaft.

Nach mündlicher Auskunft des Wasserwirtschaftsamtes Landshut sind allerdings nur minimale Quellschüttungen zu verzeichnen (ca. 0,5 bis max. 1 l/sec. und Quelle). Viele Teiche wurden daher so angelegt, daß Quellschüttungen sowohl im Teichbereich vorhanden sind, d. h. die Teichsohle durchdringen, als auch in unmittelbarer Nähe austreten, gefaßt und eingeleitet werden. Als Mittel können im Untersuchungsraum 3–5 Quellen pro Teich angenommen werden.

Nach dem gewässerkundlichen Jahrbuch der Bayer. Landesstelle für Gewässerkunde (1969) unterliegen im Bearbeitungsraum die Abflußspenden und Abflüsse hohen jahreszeitlichen Schwankungen. Überschwemmungen treten bevorzugt im Juli und August nach Starkregen auf. Der größte Teil des Untersuchungsgebietes wird zur Donau hin entwässert, der kleine Teil zur Isar; als größte Fließgewässer sind besonders Abens, Große und Kleine Laaber zu nennen. Sie sind jedoch schon in den Oberläufen stark ausgebaut und bei Niedrigwasser kaum von Entwässerungsgräben zu unterscheiden. Diese Gewässerverbauung sowie landwirtschaftliche Intensivierungsmaßnahmen bis in die Auenbereiche setzen die Selbstreinigungskraft stark herab. Der Gewässergüteatlas von Bayern (LIEBMANN 1969) zeigt deutlich, daß alle größeren Fließgewässer des Untersuchungsraumes schon in den Oberläufen stark verschmutzt, günstigenfalls kritisch belastet sind. Dieser Zustand setzt sich in den kleinen Fließwassersystemen fort.

Eingehende Schilderungen der klimatischen Verhältnisse erscheinen nicht notwendig, da das Donau-Isar-Hügelland in sich wenig gegensatzreich ist und sich auch nicht sonderlich von benachbarten Naturräumen unterscheidet. Die subkontinentale Klimaausprägung macht sich insbesondere in Form relativ hoher Sommertemperaturen mit günstigen Einstrahlungsbedingungen bemerkbar. Wegen der geringen Größe der Teiche sowie minimalem Wasserdurchlaß treten schnell hohe Wassertemperaturen und damit verbunden Steigerung der organischen Produktion auf. Dies begünstigt vor allem den Besatz der Kleinteiche mit wärmeliebenden Karpfen.

Das Aufstauen der Quellbäche mit geringer Wasserführung zu flächenmäßig sehr kleinen Teichen führt in Verbindung mit Fischüberbesatz, Nutzungsmaßnahmen, Veralgungen und schneller Erwärmung zu einer starken Reduzierung der Gewässergüte.

Kartierungsmethoden

Die Geländeerhebungen erfolgten im Sommer 1975 und wurden kurzzeitig im November des gleichen Jahres fortgeführt. Nach Abfischen und Wasserauslaß der Teichanlagen wurde versucht, weitere Nutzungseinflüsse und Auswirkungen zu erfassen. Insgesamt wurden 163 Teiche untersucht (L 7336 - 61, L 7338 - 102). Im Rahmen der vorausgegangenen Biotopkartierung wurden in den beiden Kartenblättern 51 Teichanlagen als schützenswert ausgewiesen. Die bei vorliegender Untersuchung erfaßten nicht schutzwürdigen Gewässer dienten uns als Vergleichsflächen.

Für diese Geländeerhebung haben wir einen Erhebungsbogen entwickelt, der u. a. folgende Gesichtspunkte umfaßte:

- | | |
|-----------------------------|-------------------------|
| – Art der Entstehung | – Wasserdurchlauf |
| – Teichbodenbeschaffenheit | – Wasserqualität |
| – benachbarte Nutzungsarten | – Nutzungsintensität |
| – Ufersituation | – Nutzungsmaßnahmen |
| – Wassereinzug | – Vegetationskartierung |
| – Gewässertiefe | |

Zur Unterstützung der im Gelände erhobenen Informationen wurden die Teichbesitzer bzw. -pächter für eine gezielte Befragung aufgesucht. Die Vegetationsbestände wurden nach Arten gesondert erhoben; die Verbreitung der verschiedenen bestandsbildenden und einzeln vorkommenden Arten wurde nach einer dreistelligen Artmächtigkeitsskala erfaßt. Schätzstufen waren: gering verbreitet, normal verbreitet, stark verbreitet. Ähnlich gingen KOHLER et al. (1971) und MELZER (1976) vor.

Bei der Vegetationserfassung versuchten wir möglichst den gesamten Gewässerbereich zu kartieren. Um die Abhängigkeit der Vegetationsentwicklung von den Nutzungsmaßnahmen zu ermitteln, wurden submerse, amphibische und Schwimmblattgewächse kartiert. Die Aufnahme der aquatischen Vegetation erfolgte durch Abrechnen vom Ufer aus. Eine exaktere Kartierung, etwa aus einem Boot mit Sichtkasten war aus technischen Gründen nicht möglich, wäre teilweise auch wegen sehr schlechter Sichttiefen nicht sinnvoll gewesen. Die genaue quantitative und qualitative Erfassung der aquatischen Vegetation kann daher nur teilweise als gesichert gesehen werden.

Neben den Erhebungen zur Nutzung haben wir versucht, die momentane Wasserqualität gesondert zu beurteilen. Aus der Beobachtung heraus ließen sich folgende Stufen genügend genau festlegen:

- | | |
|---------------------------|--|
| gute Wasserqualität: | wenig getrübt, Sichttiefen bis 2 m, geringe Schlamm-
bildung |
| mittlere Wasserqualität: | getrübt, Sichttiefen bis 1 m, Verschläm-
mung |
| schlechte Wasserqualität: | verunreinigt, veralg-
t, sehr geringe Sichttiefe, Faulschlamm-
bildung, eutrophe Pflanzenarten |

Wassertemperatur, pH-Wert, Wasserhärte ($^{\circ}$ dH) und Sauerstoffgehalt wurden gemessen, sie wurden als Stichproben gewertet und verwendet.

Entstehung, Funktion und Grobeinteilung der Teiche im Donau-Isar-Hügelland

Das Untersuchungsgebiet ist – wie schon angesprochen – durchaus reich an Quellen, die topographischen Verhältnisse lassen aber kaum natürliche Stillgewässer zu. Der untersuchte Naturraum stellt ein sehr altes Siedlungsgebiet dar. Die Besiedlung erfolgte zunächst in den Haupttälern und schritt später über Seitentäler bis in die Quellbereiche voran, wo wir noch heute die meisten alten Weiler und Einödhöfe finden können. Von Anfang an hatte das Wasser nicht nur Bedeutung als Trinkwasser, sondern wurde schon früh in Teichen gesammelt, wo es zum Feuerlöschen bereitstehen mußte. Sekundär wurden Entsorgungsprobleme mit Fischzucht und Entenhaltung kombiniert und damit gelöst. In den größeren Flußtälern sind nur noch zwei Stillgewässertypen von Bedeutung, Wassergräben alter Wehranlagen und Mühlenteiche.

Bis ins 19. Jahrhundert besaßen viele Dörfer Fischteiche; Fisch war während der Fastenzeit der erzwungene Fleischersatz, auch während Kriegszeiten sowie im Falle von Viehseuchen war Fisch der einzige tierische Eiweißlieferant. Nach 1800 ging die „Feldfischerei“, die stets nur örtliche Bedeutung besaß, infolge der raschen Aufwärtsentwicklung der Landwirtschaft immer mehr zurück und viele Fischgewässer wurden in höhere Erträge

abwerfende Acker- oder Wiesenflächen umgewandelt. Oftmals führte auch dörflicher Strukturwandel zur Aufgabe der Fischerei. Hinzu kommt das Abklingen der strengen Fastenbräuche und die Tatsache, daß der Handel ab Ende des 19. Jahrhunderts Seefische billiger anbieten konnte.

Die heutige Situation ist durch ein stetiges Ansteigen der Nebenerwerbsteichwirtschaft gekennzeichnet. Obwohl Neuanlagen genehmigungspflichtig sind, ist vor allem eine Zunahme behördlich nicht genehmigter Teiche zu verzeichnen. Nach Auskunft des Fachberaters für Fischereiwesen bei der Regierung von Niederbayern (mdl. 1975), liegt die geschätzte Zahl der Teichschwarzbauten im Bearbeitungsraum bei über 50% der Neuanlagen. Die zuständigen Landratsämter kommen offensichtlich den Veränderungsbedürfnissen nicht mehr nach.

Verteilung der untersuchten Teichanlagen im Untersuchungsgebiet:

- Konzentration der Teichanlagen um Landshut, hierbei spielt sicherlich die geringe Entfernung sowie verkehrsmäßig günstige Erschließung eine große Rolle (speziell für Sportangler)
- eine weitere Häufung vieler kleiner und nicht schutzwürdiger Teiche ist jeweils in Siedlungsnähe gegeben
- auffallend ist das Fehlen von Stillgewässern in Privat- und Staatsforst. Es konnte beobachtet werden, daß alte Teiche und Tümpel gezielt mit Abraum verfüllt wurden (besonders im größten Waldgebiet des Untersuchungsraumes, dem „Dürnbucher Forst“)
- eine große Verarmung an Stillgewässern wurde in flurbereinigten Gebieten festgestellt, z. B. bei Mallersdorf und Laaberweinting sowie in der Hallertau. Auffallend hierbei der wesentlich bessere Zustand von Gewässern in nicht flurbereinigten Gemarkungen.

Für die fast ausschließliche Lage der Fischteiche in den Quellgebieten der kleinen Täler scheint folgende Situation ausschlaggebend zu sein: wegen der Schichtablagerung der tertiären Molasse sind schichtweise Quellaustritte im Donau-Isar-Hügelland die Regel. Sie tragen landwirtschaftlich uninteressante Schilfbestände oder Hangflachmoore mit erlenbruchartigen Beständen.

Derartige Hangflächen lassen sich ohne großen Aufwand an Erdbewegungen zu Teichen umgestalten und damit produktiv nutzbar machen. Abb. 1. zeigt die typische Situation.

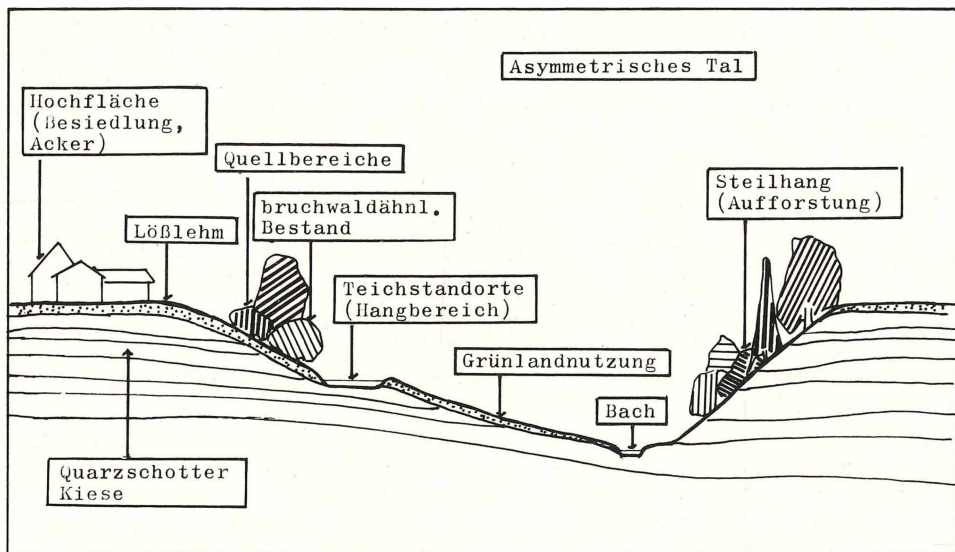


Abb. 1. Typische Standortsituation von Teichen im Donau-Isar-Hügelland.

Die Klassifizierung der untersuchten Gewässer war wegen Häufung von vorhandenen und möglichen Beeinflussungsfaktoren schwierig. Schon während der Bestandsaufnahme zeigten sich starke Überlappungen und Überschneidungen der möglichen Gliederungskriterien. Versuche einer Klassifizierung nach morphologischen, floristischen oder alters-typologischen Gesichtspunkten erwiesen sich als zu unklar. Aus diesem Grunde erfolgte eine Typisierung der Teiche nach Art ihrer Nutzung sowie des Standortes.

- I. Wirtschaftsteiche
 1. Karpfenteiche/Intensivnutzung
 2. Karpfenteiche/Extensivnutzung
 3. Forellenteiche
- II. Siedlungsteiche
 1. Dorfsteiche/Löschsteiche
 2. Schloßsteiche
- III. Waldsteiche
- IV. Ungenutzte Teiche
 1. mit offenen Wasserflächen
 2. kaum offene Wasserflächen
- V. Hobbysteiche

Die vorhandenen Teiche sind grÖßtenteils sehr kleinflÄchig, eine Ausnahme hiervon bildet lediglich das Fischgut Einberg (L 7338) mit ca. 90 ha WasserflÄche. Diese Anlage ist gleichzeitig die einzig als Vollbetrieb bewirtschaftete Fischzucht im Untersuchungsgebiet.

Bei der Auswertung ergaben sich folgende GrÖßtenverhÄltnisse:

- 46 Teichanlagen mit 0,5 ha TeichflÄche
- 13 Teichanlagen mit 0,5—1 ha TeichflÄche
- 3 Teichanlagen mit 1—5 ha TeichflÄche
- 1 Teichanlage mit 90 ha TeichflÄche
- 52 Teichanlagen besitzen eine TeichflÄche (51%)
- 15 Teichanlagen besitzen zwei TeichflÄchen (24%)
- 7 Teichanlagen besitzen fÜnf EinzelflÄchen (11%)
- 1 Anlage ist in mehr als 25 EinzelflÄchen aufgegliedert

Insgesamt ergaben sich bei den untersuchten 63 Anlagen 157 EinzelflÄchen. Die GesamtwasserflÄche dieser 157 Einzelteiche betrug 1975 117 ha.

Typ TOP.K.	I	II	III	IV	V	VI	Typ ha Summe
	Karpfenzucht/intensiv	Karpfenzucht/extensiv	Forellenzucht	Dorf-/Schloßteich	Waldteich	ungenutzt/aufgelassen	
L 7336	96,6	2,2	0,3	0,6	1,1	0,9	101,7
L 7338	6,5	2,3	3,3	1,6	0,3	1,3	15,3
Summe Unter- suchungs- raum	103,1	4,5	3,6	2,2	1,4	2,2	117,0
	107.6						117,0

Abb. 2. FlÄchenverteilung der untersuchten Teichtypen/August 1975/in ha.

Schlecht typisierbar waren die sogenannten „Hobbyteiche“. Mit ständig steigender Zahl der Sportangler werden die Anpachtungsmöglichkeiten von Angelteichen geringer. Die erhöhte Nachfrage ist mit dem Steigen der Pachtpreis/Ertragsrelation verbunden (derzeitig bei ca. 5:1). Durch den zwangsläufigen Fischüberbesatz werden die natürlichen Grenzen der Ertragsfähigkeit von Gewässern meist überschritten (Verschlechterung der Wasserqualität). Viele bei der Kartierung erfaßte Hobbyteiche dienen in erster Linie der Wochenenderholung. Der kleingartenähnliche Charakter wird durch Hütten, Garagen, Brunnenanlagen, Zäune und standortsfremde Ziergehölze sichtbar. Besonders in den Uferbereichen ist oftmals eine Abnahme der Vegetationsvielfalt bis zur Totalvernichtung gegeben.

Teiche als fischereiliches Nutzungssystem

Die Teichwirtschaft ist ein landwirtschaftlicher Produktionszweig, der wie andere Bodennutzungssysteme einer starken Intensivierung unterworfen ist. Dabei reichen heute die natürlichen Produktionsbedingungen bei weitem nicht mehr aus, um konkurrenzfähig zu bleiben. An den untersuchten Teichen konnten folgende Wirtschaftsmaßnahmen erfaßt werden:

Kalkung/Düngung
Fütterung
Vegetationsbekämpfung
Trockenlegung
Teichräumung

Abb. 3 zeigt die wesentlichen Wirkfaktoren, die bei einer normalen Teichwirtschaft auf System selbst sind ebenfalls vereinfacht dargestellt, wobei die zeitliche Abstufung der Eingriffe keine Berücksichtigung findet. Die wirtschaftsbedingten Einflußfaktoren werden daher nachfolgend etwas ausführlicher beschrieben.

Hohe Besatzdichten bedingen, daß das natürliche Nahrungsangebot in Teichen nicht ausreicht und infolgedessen eine Zufütterung gegeben werden muß. Hierfür werden kohlenhydrathaltige Futtermittel verwendet. Eine Beeinträchtigung der Wasserqualität konnte besonders bei Forellenteichen festgestellt werden. Aber auch in der intensiveren Karpfenzucht kommt eine ausschließlich natürliche Ernährung ohne Zufütterung nicht in Betracht. Allerdings werden nach HOYER (1975) Karpfen nie durch generelle Fütterung ernährt, da die üblichen Futtermittel nur verwertet werden, wenn gleichzeitig Naturnahrung zur Verfügung steht. Karpfenteiche verfügen deshalb stets über eine biologische „Grundausstattung“ wie Teichschlamm, Vegetation und Kleinf fauna.

Unter Maßnahmen zur Steigerung der Produktivität in den Teichen gewinnt gerade die Düngung mit organischen oder anorganischen Mitteln immer größere Bedeutung. Sie stimuliert die Entwicklung des Planktons und der folgenden Glieder in der Nahrungskette. Gelöster Kalk wird von vielen Mikro- oder Makrophyten direkt aus dem Wasser aufgenommen. Darüberhinaus kommt dem Kalk sehr große Bedeutung zur Aufrechterhaltung eines günstigen pH-Bereiches zu. Da die untersuchten Teiche alle im leicht saue-

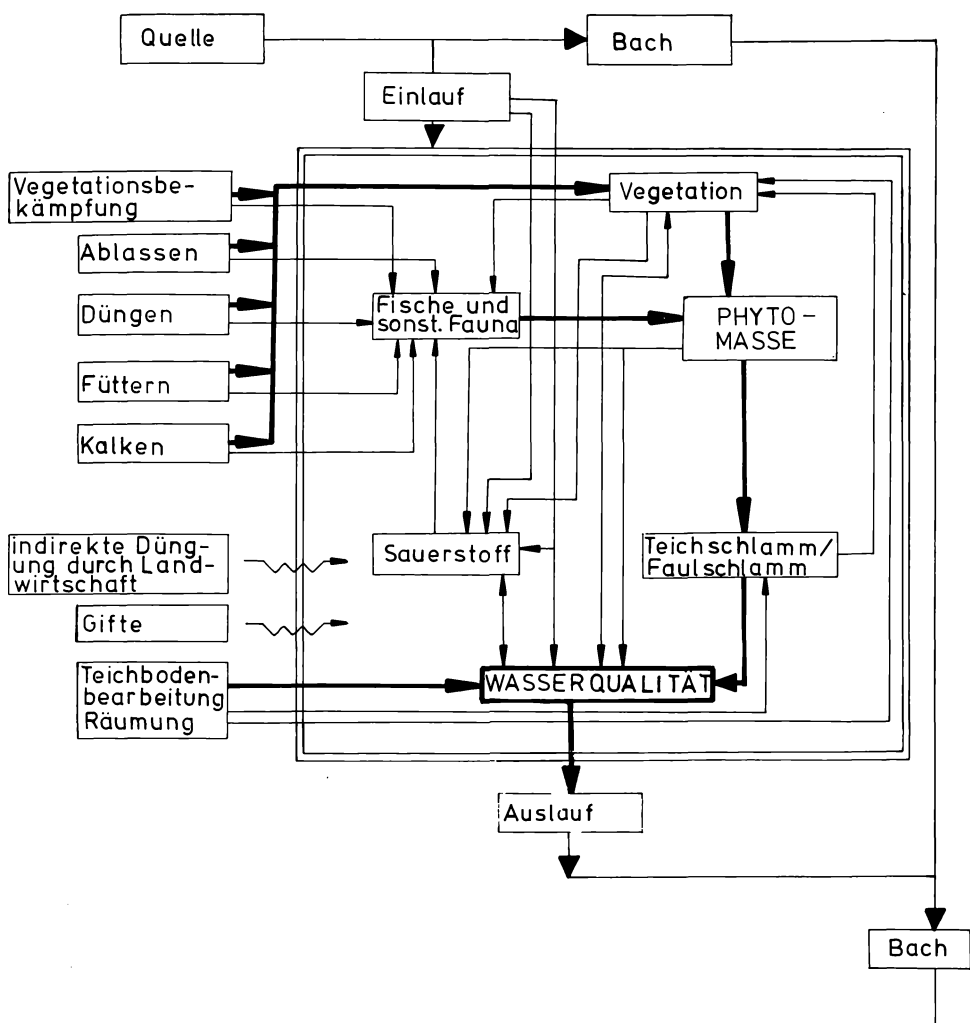


Abb. 3. Halbschematische Darstellung des ökologischen Wirkungsgefüges an einem Fischteich im Donau-Isar-Hügelland.

ren Bereich liegen, sind jährliche Kalkungen nicht zu vermeiden. 63% der befragten Eigentümer oder Pächter bestätigen dies auch.

Branntkalk ist das bedeutendste Desinfektionsmittel in der Teichwirtschaft. Diese Desinfektionskalkungen erfolgen entweder nach Ablassen der Gewässer im Herbst oder vor Nutzungsbeginn im Frühjahr. Hierbei werden erhebliche Mengen ausgebracht; Mengen bis zu 10 dz/ha sind wegen des starken Überbesatzes notwendig, um Seuchen und Parasiten zu bekämpfen.

Wegen seiner starken Ätzwirkung ist besonders der Branntkalk für Teichvegetation und Flora einer der stärksten Einflußfaktoren. So konnten Flachwasserzonen beobachtet werden, deren vegetationsloser Zustand durch die Ätzwirkung bedingt war.

Wegen der starken unfreiwilligen Nährstoffanreicherung durch Einschwemmung landwirtschaftlicher Dünger werden nach Angaben der Teichbesitzer nur in 11% der Gewässer weitere Düngemaßnahmen durchgeführt. Eine weitere Gewässerdüngung ist mit dem Überbesatz verbunden, Fischexkrementen reichern nach KOCH (1961) besonders die Kleinanlagen an. Erst spät im Jahr bespannte Teiche liefern durch die bis dahin aufgewachsenen Ruderal- und Teichbodenfluren eine zusätzliche „Gründung“.

Fütterung und Düngung ermöglichen einen erhöhten Zuwachs im Fischbestand, regen aber gleichzeitig ein verstärktes Pflanzenwachstum an, das an sich erwünscht ist, im Übermaß aber die Teichwirtschaft erheblich beeinträchtigt. Teichverlandung und damit Einengung des Freiwasserbereiches sind die wichtigsten Gründe für die Vegetationsbekämpfung. Mit hohem Arbeitsaufwand muß nun ein Nebeneffekt überhöhter Düngergaben wieder entfernt werden. Im Untersuchungsgebiet wird hauptsächlich die mechanische Bekämpfung durch Mahd angewendet, allerdings erfolgt dies nur bei 40% der untersuchten Teiche. Eine Vernichtung von Pflanzenarten kann im allgemeinen bei diesen Pflegemaßnahmen nicht angenommen werden.

Die meisten Teiche werden zum Abfischen im Herbst abgelassen und bleiben bis zur Neubespannung im nächsten Frühjahr trocken liegen, davon ausgenommen sind die ungenutzten Teiche. Damit erfolgt eine zusätzliche Vegetationsbekämpfung.

Nach HEGI (1957/58) werden folgende Arten durch Frost beeinträchtigt:

Ceratophyllum demersum
Elodea canadensis
Myriophyllum alternifolium
Potamogeton crispus
Potamogeton natans
Nymphaea alba
Nuphar lutea

Aufgrund der Vegetationsaufnahmen muß angenommen werden, daß durch Frosteinwirkungen die Vegetation in abgelassenen Teichen artenspezifisch stark reduziert wird. Ein absolutes Durchfrieren des Teichbodens tritt nur bei ungewöhnlicher Kälte ein, da die vorhandenen Zuflüsse in Form von Quellen ihre Spenden auch im Winter abgeben. Die Folge hiervon ist eine ständige Durchfeuchtung, teilweise sogar ganzjährige Teilüberstauung des Teichbodens.

Die alle 5 — 20 Jahre erfolgenden Teichräumungen stellen den bei weitem schwerwiegendsten Eingriff in das Teichsystem dar. Vegetation, Schlamm und seine Mikrofauna werden mittels Bagger oder Planierdrape möglichst vollständig entfernt. Irgendwelche verbliebenen Pflanzenreste in Quell- und Randbereichen werden dann Erstbesiedler nach Neueinstau.

Durch alle diese Bewirtschaftungsmaßnahmen wird die Teichvegetation unterschiedlich beeinflusst. Eine Kombination dieser Nutzungseingriffe kann mit der Vernichtung ganzer Vegetationskomplexe verbunden sein.

Die kurz beschriebenen Nutzungseinflüsse werden normalerweise selten vollständig und regelmäßig an den jeweiligen Teichen durchgeführt. Nur bei Forellenteichen müssen die Eingriffe regelmäßig und intensiv durchgeführt werden. Als schutzwürdiger Biotop im Sinne der Biotopkartierung konnten sie keinesfalls bezeichnet werden. Die folgende Übersicht soll eine Zusammenfassung der vorhandenen Teichtypen im Donau-Isar-Hügelland aufzeigen.

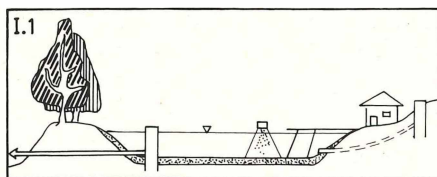
Allgemeine Vegetationsentwicklung an Teichen im Donau-Isar-Hügelland

An den untersuchten Teichen erfolgt die Besiedlung nach Neubau oder Teichräumung zunächst über Unterwasserrasen und Zwergbinsengesellschaften sowie Wasserlinsendecken. Nennenswerte Verlandung entsteht durch Laichkraut- und Schwimmblattgesellschaften, Schilfröhricht und Großseggenriede. Jährlicher Einstau einerseits und Teichräumung in Abständen von 5 — 15 Jahren (u. U. auch längere Zeiträume) andererseits bedingen zwei sich überlagernde, sukzessionsähnliche Besiedlungsstufen. Wegen der nachfolgenden Veränderungen des Vegetationsgefüges durch starke Nutzungseingriffe wird in vorliegender Arbeit der Begriff Zonation angewendet. Aus dem gleichen Grunde kann auch nicht von Pflanzengesellschaften im engeren Sinne gesprochen werden. Der Begriff Gesellschaft hat hier den rangfreien Inhalt von Pflanzenbestand oder Pflanzengemeinschaft mit fragmentarischer Artenkombination.

Die im folgenden näher beschriebenen Arten werden diesen Bestandstypen zugeordnet, im einzelnen sind dies:

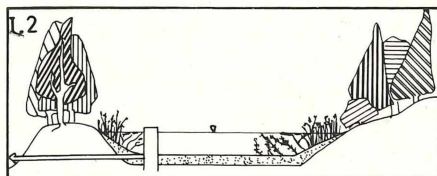
Unterwasserrasen
Wasserlinsendecken
Laichkrautbestände
Röhrichte
Großseggenriede

Die Gesamtheit der Teichvegetation setzt sich aus drei Wuchszonen zusammen, der terrestrischen, amphibischen und aquatischen Zone. Besonders die aquatische Zone wird durch landwirtschaftliche und teilweise notwendige fischereiliche Maßnahmen stark beeinflusst. Wegen der geringen Tiefe und flachen Uferneigungen gehen bei den untersuchten Kleingewässern die Wuchszonen räumlich ineinander über. Auf engstem Raum tritt deshalb eine starke Verzahnung der Vegetation auf. Von einer „Gürtelbildung“ kann wegen der ständigen nutzungsbedingten Störungen in Ufer- und Randbereichen sowie Freiwasserzone nicht gesprochen werden.



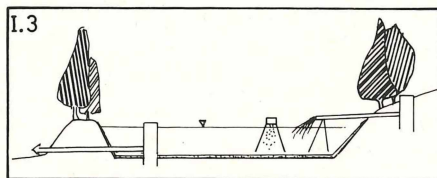
1.1 Karpfenteich/Intensivnutzung

- hohe Wassertemp., geringe Beschattung, teilw. Quellfassungen, geringe Quellsenden, Strömungsschwach
- geringe Tiefe, Überbesatz, schlechte Wasserqualität, Teichschlamm
- starke Nutzungsengriffe, - Futter, Kalkung, Mahd, Schlammräumung
- Einrichtungen: Mönch, Steg, teilweise Hütte u. Futterautomat
- Vegetationsbeeinflussung



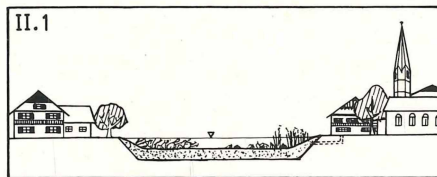
1.2 Karpfenteich/Extensivnutzung

- besitzt ähnliche Grundausstattung wie bei Intensivnutzung (Typ 1.1)
- durch geringere Nutzungsmaßnahmen größere Stabilität
- lange zeitliche Abstände zwischen Teichräumungen u. Bodenbearbeitung
- flache Uferprofile, Teichschlamm
- gute Vegetationsentwicklung in Anlagen mittleren Alters (5 - 50 Jahre), Verlandungstendenzen



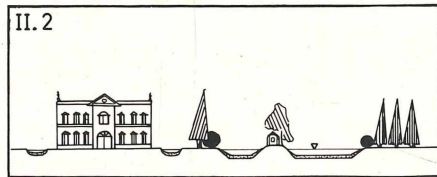
1.3 Forellenteich

- intensivste Nutzungsform, niedrige Wassertemp., sauerstoffreich, starker Durchfluß, Beschattung
- kleine Becken (Handtuchform), Steilufer, geringe Schlammabfuhr, Sauerstoffanreicherung, Futterautomaten
- Eutrophierung durch Intensivfütterung (Eiweiß), hohe Brantkalkgaben
- Angestrebt wird vegetationsloser Zustand, ger. faun. u. flor. Vielfalt



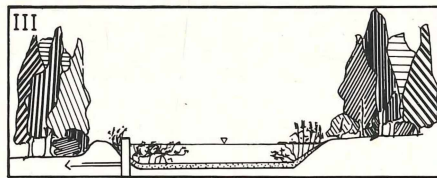
11.1 Dorfteich / Löschteich

- meist hohes Alter, durch Nutzungsaufgabe keine gezielten Pflegemaßnahmen, hohe Schlammablagerung (Faulschlamm)
- extrem sauerstoffarm, hohe Wassertemperaturen, starke Beeinflussung durch Schuttatlagerungen
- teilw. extensive Karpfenzucht, starke Eutrophierung (Abwasser)
- vegetationsarm, Eutrophiezeiger



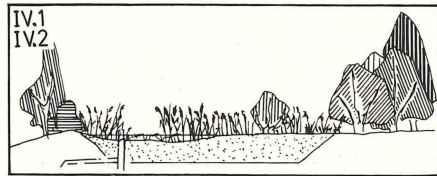
11.2 Schloßteich

- sehr hohes Alter, oft mit Schloßgräben kombiniert, besitzt ähnliche ökol. Verhältnisse wie Dorfteich
- Faulschlamm, sauerstoffarm, sehr flach, extensive Karpfenzucht
- Anhäufung von Einrichtungen wie Stege, Hütten, Bänke, Uferausbau
- vegetationsarm, oft parkähnliche Situation mit Ziergehölzen



111 Waldteich

- ähnlich Schloßteich geringes Vorkommen im Untersuchungsraum
- Uferbeschattung, Windschutz
- extensive Karpfennutzung, geringe Nutzungsmaßnahmen, Verlandungstendenzen erhöht
- meist isolierte Lage, geringe Nährstoffeinschwemmung
- wichtige Ausgleichsfläche in den Monokulturen, vegetationsreich



IV.1 Ungenutzter Teich mit offener IV.2 oder kaum offener Wasserfläche

- Auslaufen der Teiche durch Nutzungsaufgabe (defekte Ausläufe, Bismarruten)
- somit sehr geringe Wassertiefe und Fläche
- sofort nach Nutzungsaufgabe beginnende Müll- und Abraumverfüllung
- wegen Wassermangel Rückzug der aquat. Veget., Schutzmaßnahmen

Abb. 4. Zusammenfassung repräsentativer Merkmale der untersuchten Teiche im Donau-Isar-Hügelland.

Die untersuchten Teiche sind durch Einschwemmung von Boden und Düngern sowie Fischüberbesatz schnell eutrophiert und ergeben in der Regel günstige Voraussetzungen zur Ansiedlung von Wasserpflanzen. Besonders an Teichen mit hoher Schlammschicht und somit hoher Nährstoffanreicherung kann eine teilweise explosionsartige Ausbreitung beobachtet werden.

Im Untersuchungsraum treten als Erstbesiedler bei Neuanlagen oder Teichräumungen Zwergbinsen-Arten auf. Ihr Vorkommen ist stets auf nackte und zeitweise nasse Standorte beschränkt. Neben verdichteten Feuchtsflächen in Kiesabbaugruben waren die nicht überfluteten Teichböden die einzigen Fundorte von Zwergbinsen während der vorausgegangenen Biotopkartierung. Weitere Standorte könnten allerdings auch Ried- und Waldwege oder feuchte Ackerränder sein.

Nach Moor (1936) gingen seit dem Mittelalter die möglichen Ansiedlungsplätze für diese Arten mit zunehmender Kultivierung und „Austrocknung“ der Kulturlandschaft zurück. Die fehlende Dynamik unserer regulierten Fließgewässer führte zum gleichen Resultat. Das Auftreten der Zwergbinsen im Untersuchungsgebiet ist stets sporadisch und unbeständig sowie auf kleine Teilräume beschränkt. Wegen mangelnder Konkurrenzkraft dieser Arten müssen die Standorte vegetationslos sein. Die Kartierung ergab, daß ein Vorkommen dieser Pioniere gleichzusetzen ist mit einer unbelasteten Teichsituation: gute Wasserqualität, geringer N- und P-Gehalt, kein Teichschlamm, Wasser-, Sumpfpflanzen oder Flachmoorarten müssen fehlen (ELLENBERG 1963). Fast immer waren an den Fundorten der Zwergbinsen auch *Chara vulgaris* oder *Chara hispida* vorhanden. In dieser Entwicklungsphase können *Potamogeton natans* und *Glyceria fluitans* hinzutreten, sie können aber nicht als Zeiger für spezifische Wasser- und Sedimentbedingungen gesehen werden.

Bereits zu Beginn der Vegetationsperiode setzt die Eutrophierung ein und spätestens ab Juli ist das Gewässer stark mit Nährstoffen angereichert. Bedingt durch Hanglagen, Ablagerung des ausgehobenen Teichbodens im Uferbereich sowie Einschwemmen landwirtschaftlichen Düngers siedeln sich sehr schnell Vertreter anderer Gesellschaften, vor allem Eutrophiezeiger an. Zu diesem Zeitpunkt haben sich an den stark stickstoffhaltigen Ufer- und Böschungsfächen nitrophile Zweizahnfluren mit *Bidens tripartita*, *Polygonum hydropiper* und *Urtica dioica* gebildet und besiedeln in der Folgezeit nicht selten den gesamten Randbereich.

Bei ausgebaggerten Teichen mit ehemaligen Röhrichtzonierungen tritt wegen verbliebener und oft geteilter Rhizome auch *Phragmites* schnell auf. Nach Anstauen der Gewässer bei Nutzungsaufnahme entsteht eine günstige Ausgangsposition zur erneuten Röhrichtbildung.

Es kann angenommen werden, daß für die häufig sehr unterschiedlich ausgebildete aquatische Vegetation an den untersuchten Teichen die Erstbesiedlung von großer Bedeutung ist, dabei kann es zu extrem artenarmen Ausbildungen kommen. Durch das winterliche Ablassen der Gewässer, und der damit verbundenen Frosteinwirkung ist besonders bei empfindlichen Pflanzen eine jährliche Erstbesiedlung die Regel. Das winterliche Auslaufen dürfte somit ein wesentlicher Grund für das zufällige Auftreten von Wasserpflanzen an den entsprechenden Standorten sein. Befragungen von Teichbesitzern oder Pächtern be-

stäten das wechselnde Auftreten besonders bei Laichkräutern, — kennzeichnend hierbei ist das sporadische Vorkommen einzelner Arten, verbunden mit jahrelangem Fehlen.

Bedingt durch Bodeneinschwemmungen und Anhäufung toter Biomasse erfolgt eine zunehmende Erhöhung des Teichbodens, verbunden mit starkem Vordringen der Ufervegetation in die Flachbereiche. Neben *Phragmites communis*, *Typha latifolia* und *Schoenoplectus lacustris* treten in dieser Phase besonders *Equisetum fluviatile*, *Carex elata* und *Solanum dulcamara* auf. Die größte Diversität an Vegetationsbeständen fanden wir in der Gruppe extensiv bewirtschafteter oder ungenutzter Teiche. Ein Beispiel ist der extensiv genutzte Teich bei Weißenstephan/Kreis Landshut.

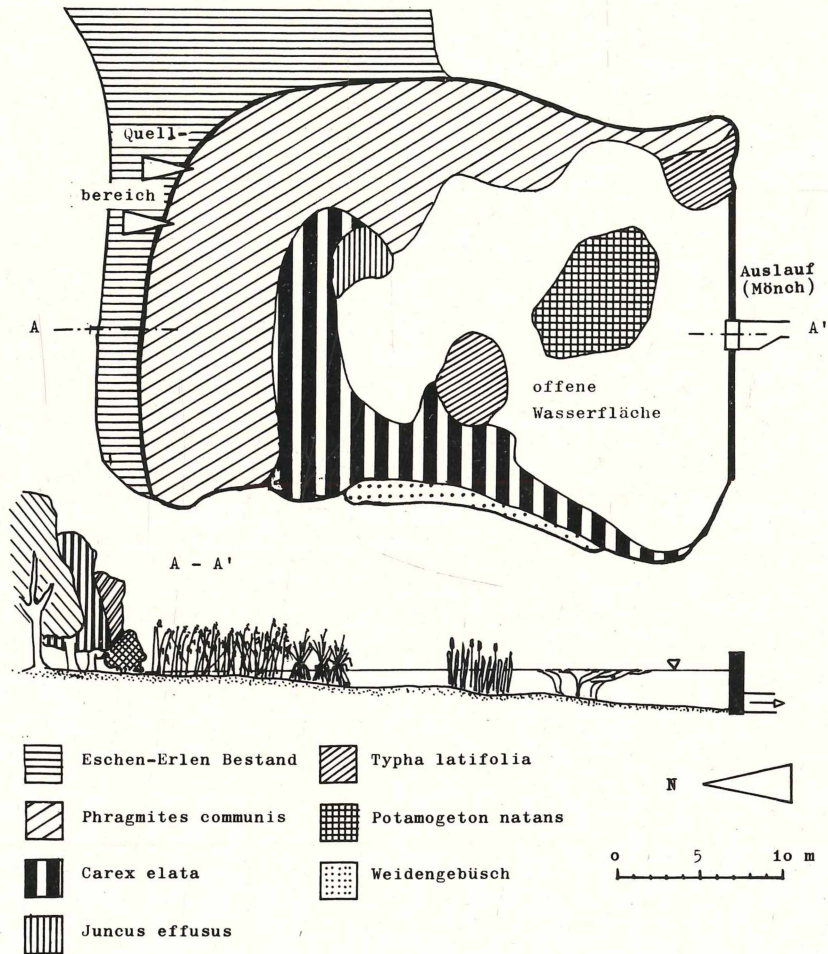


Abb. 5. Typische Vegetationszonierung an extensiv genutztem Karpfenteich (Weißenstephan bei Landshut / Sommer 1975)

<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Bidens tripartitus</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Callitriche palustris</i>	<i>Mentha aquatica</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Molinia coerula</i>
<i>Carex acutiformis</i>	<i>Phragmites communis</i>
<i>Carex elata</i>	<i>Potamogeton crispus</i>
<i>Carex elongata</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Potamogeton lucens</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Riccia fluitans</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Scirpus silvaticus</i>
<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Lemna minor</i>	

Spätestens zu diesem Zeitpunkt entscheidet der Pächter oder Besitzer über die weitere Zukunft des Teiches, denn weiteres Erhöhen des Teichbodens würde jegliche Wirtschaftlichkeit ausschließen. Im Falle einer Ausbaggerung bei Teichräumung wird die gesamte bisherige Vegetationsentwicklung unterbrochen und auf ein früheres Entwicklungsstadium zurückgeworfen. Die grob skizzierte Entwicklungsreihe kann erneut einsetzen. Nach unseren bisherigen Erfahrungen werden in Verbindung mit der Räumung oftmals auch sonstige Meliorationen im Nahbereich der Teiche durchgeführt. Hierzu zählen insbesondere Dränagen und Quellfassungen.

Mit Nutzungsaufgabe unterbleiben Wartungsarbeiten an Dämmen und Ufern sowie Ausläufen (Mönch). Schon nach kurzer Zeit treten technische Verfallserscheinungen auf. Sehr schwerwiegend hierbei wirkt sich das folgende Leerlaufen der Teiche aus. Schlagartig wird die durch Verlandungsvorgänge bereits reduzierte Wasserfläche und Tiefe erneut vermindert. Diese neue Situation verändert Vegetationsentwicklung und Artengefüge erheblich. Normalerweise konkurrenzstarke Laichkräuter wie *Potamogeton natans* werden jetzt sehr schnell von Röhrichtarten verdrängt. Die Sicherung einer artenreichen Vegetation an alten, nicht mehr genutzten Teichanlagen kann nur durch gezielte Pflege- und Erholungsmaßnahmen erreicht werden.

Je nach Entwicklungsphase und Nährstoffverhältnissen treten nach Auslaufen des Wassers dominierende Bestände von *Typha latifolia*, *Phragmites communis* oder *Schoenoplectus lacustris* auf; hohe Deckungsgrade erreichen *Equisetum fluviatile* und *Solanum dulcamara*. Anschließend daran erfolgt die Einwanderung von Gehölzen wie Weidenarten und Birken. In diesem Stadium sind die untersuchten Kleingewässer besonders gefährdet. Es mußte festgestellt werden, daß bereits kurze Zeit nach Nutzungsaufgabe ein Großteil dieser Feuchtbiootope mit Müll, Schutt und Hopfendrähten zugefüllt wird. Landwirtschaftliche Rekultivierungen oder Flurbereinigungsmaßnahmen vernichten schließlich diese Kleingewässer. Die folgende schematische Entwicklungsskizze soll noch einmal die wichtigsten Phasen der möglichen Entwicklungen zusammenfassen.

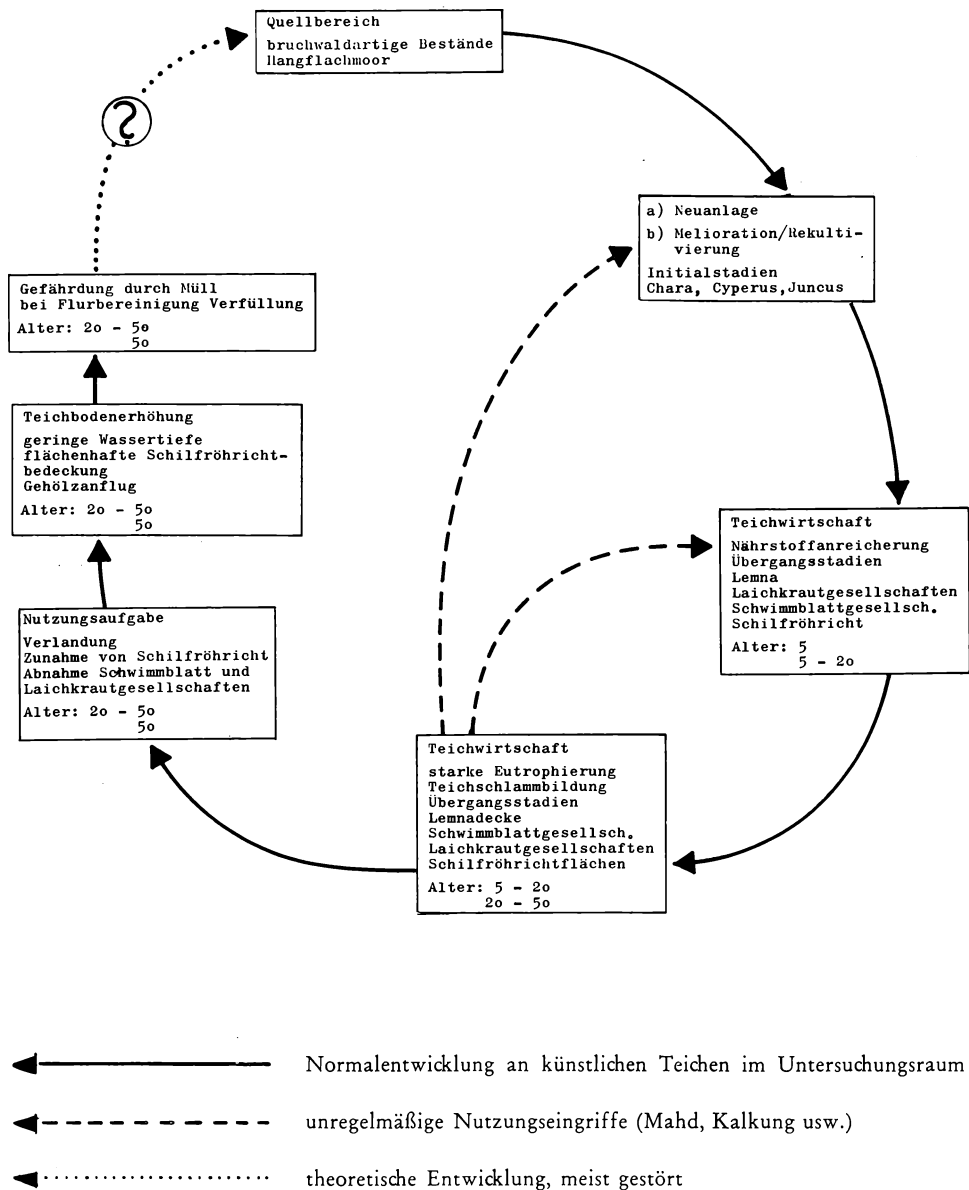
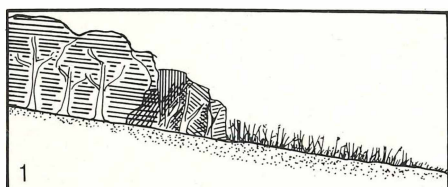
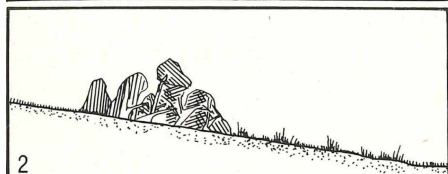


Abb. 6. Entwicklungsdynamik und Vegetationsfolge von Teichen
Donau-Isar-Hügelland



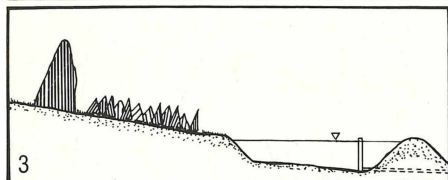
Naturzustand

- Laubwald
- im Quellbereich bruchhübl. Bestand und Hangflachmoor
- große faunistische und floristische Vielfalt



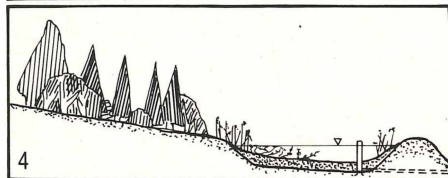
Landwirtsch. Intensivierung

- Abholzen der Laubwaldbest.
- Grünland- oder Ackerernutzung
- Niederwaldnutzung d. kl. bruchartigen Bestände
- teilw. Entwässerung d. Hangflachmoore u. Quellbereiche
- Abnahme der Artenvielfalt



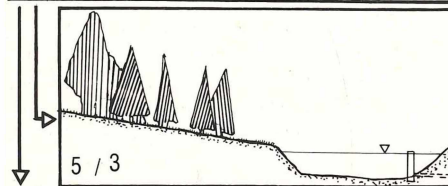
Teichneuanlage

- Standorte wegen geringer Wasserspenden meist in Quellnähe
- Vegetationsvernichtung an Hangflachmooren durch Ausbaggerung u. Fichtenaufforst.
- im Teichbereich Initialstadien und Erstbesiedler



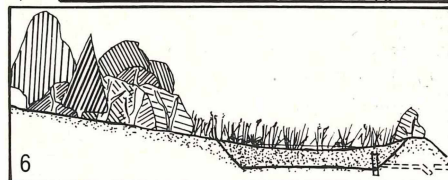
Teichwirtschaft

- starke Fütterung und Kalkung wegen Überbesatz
- Einschwemmung org. u. min. Dünger aus landw. Bereich
- Teichschlammabfuhr, Verschlechterung d. Wasserqualität, O₂-Schwund
- starke Veg. Entwicklung und Bekämpfungsmaßnahmen



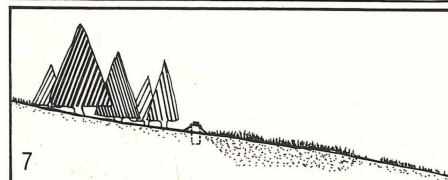
Teichräumung/ Ausbagerung

- Rückführung zu Entwicklungsphase 3 oder 4
- Vegetationsvernichtung im Teichbereich und Kontaktzonen
- Beginn neuer Initialstadien



Nutzungsaufgabe

- somit Rückführung in natur-nahen Zustand
- schnelle Verlandung, Erhöhung des Teichbodens
- Auslaufen des Teiches da undichte Dämme/Verkleinerung des Wasserkörpers
- Zunahme flor. u. faun. Artenvielfalt, Gefährdung d. Müll



Landwirtsch. Rekultivierung

- Flurbereinigungsmaßnahmen/Verfüllung, Zuschütten
- Quellfassungen
- Nutzungsüberführung/Fichtenaufforstung oder Acker/Grünlandnutzung

Abb. 7. Entwicklungsphasen von Entstehung bis Verlandung der Teiche im Donau-Isar-Hügelland.

Beschreibung der Vegetationsbestände an Teichen im Donau-Isar-Hügelland

Unterwasserrasen, Pflanzenbestände des Teichbodens und der Schlammufer

Chara-Arten waren in den untersuchten Teichen selten vertreten.

Chara vulgaris 5 Fundorte

Chara hispida 2 Fundorte

Charakteristisch sind hierbei die gleichen ökologischen Verhältnisse an den Standorten, — jeweils neu angelegte bzw. geräumte Teiche mit guter Wasserqualität und geringer Schlamm Auflage. Stets waren nur geringe Konkurrenzbeeinflussungen durch Laichkraut- oder Schwimmblattpflanzen gegeben, die Wassertiefe betrug nicht mehr als 5 cm; sämtliche Fundorte lagen in nicht aufgestauten Teichen.

Ähnliche Ansprüche von Characeen in Fließgewässern werden von KOHLER (1974) beschrieben, — auch hier mit sehr enger Bindung an saubere Gewässerbereiche. Nach KRAUSE (1969) ist lediglich *Chara vulgaris* in Bayern nicht stark gefährdet, während *Chara hispida* im Rückgang ist.

Chara vulgaris trat stets in Vergesellschaftung mit *Cyperus fuscus* und *Juncus bufonius* auf. Die letztgenannten Arten werden zu den Gesellschaften der Zwergbinsen gerechnet. Sie zeichnen sich durch eine sehr kurze und scharf begrenzte Vegetationsperiode, zahlenmäßig hohe Samenproduktion, große Einwanderungsgeschwindigkeit und vermutlich sehr lange Keimfähigkeit aus. Die Vergesellschaftung von *Cyperus fuscus* mit *Juncus bufonius* wurde insgesamt an nur 5 Teichanlagen gefunden, die Teichräumungen lagen hier erst kurze Zeit zurück.

Die Standorte befanden sich ausschließlich in den abgelassenen Teichbereichen, die Teichböden besaßen keine Schlammsschicht und waren an den tiefsten Stellen ca. 20 cm überflutet. An diesen Standorten besaß *Chara vulgaris* sehr hohe Deckungsgrade, während *Cyperus* und *Juncus bufonius* nur spärlich vertreten waren. Die Wuchsorte waren konzentriert auf feuchte bis leicht überflutete Bereiche bis maximal 5 cm Wassertiefe, während *Chara vulgaris* die gesamte Teichfläche besiedelte.

Die Besiedlung der Schlammufer erfolgt vor allem durch Bestände von *Urtica dioica*, *Bidens tripartita* und *Polygonum hydropiper*; geringe Deckungsgrade erreicht *Bidens cernuus*. Sie treten vorwiegend an den Uferbereichen der Teichräumungen oder Neuanlagen auf und verschwinden bei Beginn einer intensiveren Nutzung. Speziell diese Gesellschaften erwiesen sich als artenarm, Vergesellschaftungen mit Vertretern von Ruderal- und Hackunkrautgesellschaften waren die Regel.

Wasserlinsen-Decken

Von 63 untersuchten Teichanlagen trat *Lemna minor* an 42 (67%) Standorten auf. Besonders bei alten und stark eutrophierten Gewässern wird im Laufe des Sommers nicht selten über $\frac{2}{3}$ der Wasserfläche bedeckt. Durch diese hohen Deckungsgrade werden oft die darunterliegenden Laichkrautbestände stark beeinträchtigt. Das Auftreten von *Lemna* ist im Untersuchungsgebiet auf Gewässer aller Alters- und Nutzungsstufen verteilt. Sowohl nach Neuanlagen und Teichräumungen als auch bei normalen Frühjahrseinstau



Abb. 8. Intensiv genutzter Teich am Ortsrand von Weihenstephan bei Landshut. Durch starke Nutzungseingriffe kaum aquatische oder amphibische Vegetation.

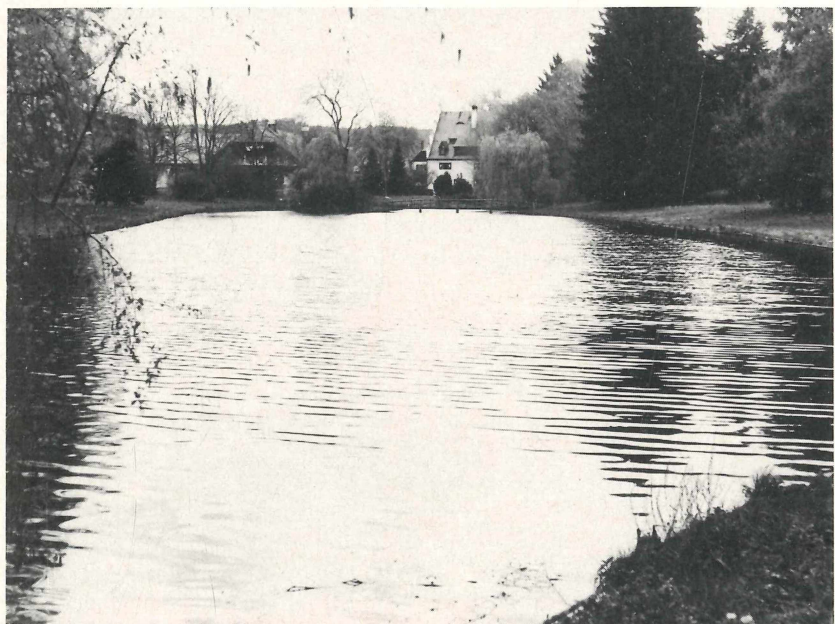


Abb. 9. Intensiv genutzter Karpfenteich neben der Burganlage bei Graben/Landshut. Starke Nährstoffbelastung, Ersatz der natürlichen Ufervegetation durch Rasen u. Ziergehölze.

kann *Lemna* als Erstbesiedler gefunden werden. Auf kleinflächigen, windgeschützten Teichen mit starker sommerlicher Oberflächenerwärmung erfolgt eine teilweise explosionsartige Ausbreitung. Starke Verbreitung erfährt *Lemna* besonders durch Wasservögel.

Eine dichte *Lemna*-Decke führt wegen Lichtabschluß und Veränderung des Sauerstoffhaushaltes zu einer starken Verarmung der sonstigen Teichflora. Auch aus der Sicht des Fischzüchters sind solche Decken unerwünscht. Eine langfristige Verbesserung der Situation ist nur durch Veränderung der Wasserqualität (Verminderung des Stickstoff- und Phosphorgehaltes) zu erreichen. Wegen der hohen Winterhärte der Sprosse ist eine Dezimierung der Bestände durch Ausfrieren im allgemeinen ausgeschlossen.

Lemna trisulca konnte nur an einem Teich nachgewiesen werden, ebenso *Spirodela polyrrhiza*. Sie traten nur in Vergesellschaftung mit *Lemna minor* auf und hatten sehr geringe Deckungsgrade. Für *Lemna trisulca* ist inzwischen nachgewiesen, daß ihre gegenüber *Lemna minor* sehr viel schlechtere Vermehrungsrate und ihre Genügsamkeit bezüglich Licht sie nie nennenswert in Erscheinung treten läßt (KEDDY 1976).

Laichkraut-Bestände

Potamogeton natans

Häufigste Art der Laichkraut-Bestände war *Potamogeton natans* mit 36 Fundorten, gleichzeitig erreichte es sehr hohe Deckungsgrade. Mit steigender Nährstoffanreicherung nimmt die relative Häufigkeit und der Deckungsgrad von *Potamogeton natans* zu. Das schwimmende Laichkraut ist im Untersuchungsbereich sehr konkurrenzfähig, die Belastungs- und Verbreitungsamplitude ist scheinbar größer als bei anderen Arten dieser Bestände.

Eine klare Zuordnung der Fundorte von *Potamogeton natans* zu den von uns unterschiedenen Teichtypen war nicht möglich. Bei nicht ständig überfluteten Flächen traten Landformen auf. Im seichten Wasser von 10 — 30 cm Tiefe kann *Polygonum amphibium* ssp. *aquatica* hinzutreten und durch hohe Vitalität dem Laichkraut z. T. Konkurrenz machen. Dies war zwar nicht häufig (nur 4 Fundorte), konnte aber beim Fischgut Einberg (östl. Ilmendorf am Dürnbucher Forst) sehr schön beobachtet werden.

Potamogeton crispus

Das Krause Laichkraut trat bis auf 3 Ausnahmen stets in Vergesellschaftung mit *Potamogeton natans* auf, Standorte wurden an 14 Teichanlagen festgestellt. Dies weist auf ähnliche ökologische Ansprüche wie *Potamogeton natans* hin, wobei das geringere Auftreten auf eine kleinere ökologische Amplitude hinweisen kann.

Potamogeton pusillus

Das Vorkommen des Kleinen Laichkrautes scheint an stärkere Schlammablagung gebunden zu sein, ein Auftreten wurde an 3 alten und extensiven Teichen mit hoher Schlammablage festgestellt. Demnach war stets gute Wasserqualität vorhanden.



Abb. 10. Ehemaliger Mühlenteich nahe Weihenstephan bei Landshut. Trotz Nutzungsaufgabe hohe Nährstoffbelastung, fast geschlossene Wasserlinsendecke.



Abb. 11. Ungenutzter ehemaliger Karpfenteich am Ortsrand von Wachtelkofen bei Landshut. Geringe Wassertiefe, starke Verlandungstendenz. *Carex elata*, *Solanum dulcamara* und *Phragmites communis*.

Weiters kamen vor:

<i>Potamogeton perfoliatus</i>	5 Fundorte
<i>Potamogeton lucens</i>	3 Fundorte
<i>Groenlandia densa</i>	2 Fundorte

Diese 3 Laichkräuter traten nur mit geringen Deckungsgraden auf, eine Vergesellschaftung mit *Potamogeton natans* war stets gegeben. Ihr Vorkommen war auf geringer nährstoffbeeinflusste Gewässer beschränkt. Die geringere ökologische Amplitude dieser 3 Arten wird bestätigt von:

KRAUSE (1972)	— Rückgang von <i>Potamogeton perfoliatus</i> bei stärkerer Eutrophierung
HILD (1960)	— völliges Verschwinden von <i>P. perfoliatus</i> bei stärkerer Verschmutzung
MELZER (1976)	— <i>P. perfoliatus</i> fehlt in den am stärksten belasteten Seen der Eggstätt-Hemhofer-Seengruppe
KRAUSE (1972)	— <i>P. lucens</i> leidet unter starker Verschmutzung
HILD (1960)	— <i>P. lucens</i> leidet unter Verschmutzung und verschwindet
MELZER (1976)	— <i>P. lucens</i> scheint etwas robuster zu sein, verschwindet aber schließlich auch
OBERDORFER (1970)	— <i>Groenlandia densa</i> Vorkommen bei leichter Verschmutzung

Najas minor

Wegen gewisser standörtlichen Gemeinsamkeiten mit den Laichkräutern, vor allem aber wegen der Seltenheit der Art soll hier noch kurz auf *Najas minor*, das Kleine Nixenkraut eingegangen werden. Im Untersuchungsraum ist das Vorkommen auf das Fischgut Einberg beschränkt. Diese Anlage besitzt mit ca. 90 ha die weitaus größte Wasserfläche aller untersuchten Teiche. Gleichzeitig findet man hier auch die größte floristische Artenvielfalt aller untersuchten Teiche. Eine mögliche Voraussetzung für das Auftreten von *Najas minor* in dieser Anlage scheint der Wärmehaushalt des Gewässers zu sein. Warme Sommer und die damit verbundenen hohen Wassertemperaturen sind nach HEGI (1957/58) ökologische Grundvoraussetzung für das Vorkommen. Eventuell besteht ein Zusammenhang zwischen kalten Sommern und dem sporadischen Auftreten. Nächste bekannte Standorte sind Bodensee sowie nach SCHROTT (1974) der Rußweiher bei Eschenbach/Oberpfalz. Nach VOLLMANN (1914) war ein weiteres Vorkommen bei Fischerdorf/Deggendorf, wurde später jedoch nicht mehr bestätigt. Eventuell lag hier Verwechslung vor.

Sonstige Arten der aquatischen Zone

Zannichellia palustris tritt an 13 Teichen im Untersuchungsgebiet auf, häufig in Verbindung mit *Potamogeton natans*, *P. crispus* und *Lemna minor*. Alle Arten werden durch Nährstoffbeeinflussung eher gefördert. OBERDORFER (1970) bezeichnet *Zannichellia* sogar



Abb. 12. Karpfenteiche bei Oberdorf/Landshut. Typischer Standort im Untersuchungsraum: Mittlerer Hangbereich in Quellnähe, landwirtschaftliche Nutzung bis an die Uferbereiche.



Abb. 13. Ungenutzter Teich bei Wachtelkofen. Die ehemalige Wasserfläche ist über 60% mit *Carex elata* zugewachsen. Beginnende Müllverfüllung (Hopfendrähte).

als Verschmutzungsanzeiger. Ähnliche Wasser- und Sedimentbedingungen scheinen *Ceratophyllum demersum* (7 Teiche) und *Elodea canadensis* (5 Teiche) zu bevorzugen. Die Wasserpest kann für die Fischzucht ausgesprochen lästig werden, die Bekämpfung erfolgt durch Mahd. Jeweils 3 Fundorte hatten *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea*. Eine Beziehung zu bevorzugten Nährstoffbedingungen konnte nicht gefunden werden. MELZER (1976) zählt sie zu den sehr häufigen Arten mit Vorkommen von extrem oligotroph bis extrem eutroph. Offensichtlich wirken Bewirtschaftungsmaßnahmen, nämlich Ablassen, Frosteinwirkung und Teichbodenbearbeitung, als Begrenzungsfaktor.

Klare Beziehungen zwischen Teichbewirtschaftung und Vorkommen waren auch bei *Myriophyllum spicatum* und *M. verticillatum* schwer zu finden. Auffallend war das Fehlen von *M. verticillatum* an stark nährstoffbeeinflussten Teichen. Ein Auftreten wurde an 3 extensiv bewirtschafteten Kleinteichen mit geringer Schlammauflage und guter Wasserqualität festgestellt. *Myriophyllum spicatum* dagegen bevorzugte ältere, extensive Teichanlagen. MELZER (1976) fand beide Arten in Seen mit relativ breiter Nährstoffamplitude ohne eigentliche Schwerpunktbildung.

Ausnahmslos an extensiv genutzten oder aufgelassenen Teichen fanden wir *Callitriche palustris*. Sie ist dort im allgemeinen konkurrenzwach, sie wächst auf Schlammböden und zeigt nach OBERDORFER (1970) eutrophe bis oligotrophe Wasserqualität an.

Zusammenfassend kann auch bei Teichanlagen eine ungefähre Beziehung zwischen Verbreitung submerser Wasserpflanzen und Nährstoffbeeinflussung der Gewässer hergestellt werden:

1) Arten mit enger Bindung an im wesentlichen unbelastete Gewässerbereiche:

- Chara hispida* (Rohboden)
- Chara vulgaris* (Rohboden)
- Callitriche palustris* (Schlammboden)

2) Arten mit enger Bindung an nur teilweise oder mäßig nährstoffbeeinflusste Gewässer:

- Groenlandia densa*
- Potamogeton lucens*
- Potamogeton perfoliatus*
- Potamogeton pusillus*

3) Arten mit Verbreitung in nährstoffbeeinflussten Gewässern:

- Potamogeton crispus*
- Zannichellia palustris*
- Elodea canadensis*

Potamogeton natans war in allen Gruppen vertreten, am stärksten jedoch in nährstoffangereicherten Teichen.



Abb. 14. Kleingewässer werden in unserer Landschaft immer seltener. Kein Feuchtbiototyp ist derartig gefährdet wie Tümpel, Weiher, Suhlen und ungenutzte Kleinteiche. Durch Müll- und Bauschuttablagerungen werden vielschichtige Lebensräume zerstört.



Abb. 15. Kleiner Teich inmitten eines Bruchwaldrestes bei Türkenfeld/Landshut. Neben Fichtenaufforstung und Müllablagerung werden Quell- und Bruchwaldbereiche besonders durch Teichbau stark beeinträchtigt.

Röhrichte

Die Erhebungen ergaben an den einzelnen Standorten teilweise große Unterschiede in Besiedlung und Aufbau der Röhrichtzonen. Ausdehnung gegen freies Wasser, Dichte und Höhe der Halme verhielten sich ungleich, oft waren nur schmale Säume mit geringer Vitalität vorhanden. Für die sehr unterschiedliche Ausbildung an den Standorten dürften eine Vielzahl von Faktoren, hauptsächlich jedoch Nutzungseinflüsse maßgeblich sein. Selbst bei vergleichsweise ähnlich genutzten Teichen zeigten sich Entwicklungsunterschiede. Die Vegetationsaufnahmen ergaben in den Röhrichtzonierungen große Artenarmut, an 13 Standorten kamen Reinbestände vor. Die Verteilung der Begleiter im Bestand ist oft auf die Bestandsränder beschränkt, ein Beweis für die Konkurrenzkraft von *Phragmites*.

Am häufigsten traten im Uferbereich auf:

Urtica dioica
Bidens tripartitus
Filipendula ulmaria
Lycopus europaeus
Mentha aquatica
Myosotis palustris u. a.

Weitere Begleiter sind Arten der angrenzenden Nutzungsflächen wie Ackerwildkräuter.

Eine größere Artenvielfalt konnte im Übergangsbereich zu den Großseggenbeständen festgestellt werden, hier traten Arten aus Großseggen- und Flachmoorbereichen sowie bruchwaldähnlichen Beständen auf.

Beste Ausbildung zeigte *Phragmites* in Flachwasser und Ufernähe. Hier konnte die höchste Vitalität beobachtet werden, während gegen Land und tieferes Wasser die Wuchskraft anscheinend abnimmt.

Diese Verminderung nach beiden Seiten deutet auf Entfernung von den optimalen Verhältnissen hin. Wassertiefe ist nach MOOR (1969) für *Phragmites* ein ausgesprochener Hemmfaktor und führt zur Abnahme der Vitalität. An ungestörten Teichen treten der Schilfzone vorgelagert kleinere Bestände von *Typha latifolia* und *Schoenoplectus lacustris* auf. Sie dringen auch in tiefere Wasserzonen vor und sind dort konkurrenzkräftiger als *Phragmites*.

An den Flachstellen jedoch, bedingt durch schnelle Eutrophierung der Kleingewässer und Teichbodenerhöhung, setzt sich Schilf durch. Nach HÜRLIMANN (1951) beginnt die entscheidende ökologische Konkurrenz im Wurzelbereich, — möglicherweise liegt hier eine Ursache für das Verschwinden von *Typha* in alten und extensiv genutzten Teichanlagen.

Großseggenriede

Kleinflächige Großseggenvorkommen befinden sich in den Einlaufbereichen einiger Teichanlagen. Sie bilden hier den Übergangsbereich zu den ehemaligen Hangflachmoorstellen oder Quellaustritten. Von den Flachzonen am Einlauf ausgehend dringt *Carex elata* mit

zunehmender Verlandung in die Teichfläche und Randbereiche vor. Besonders *Carex elata* zählt teichwirtschaftlich gesehen zu den unerwünschten Pflanzen, die Beseitigung ist stets mit hohem Kostenaufwand verbunden.

Echte Erlenbruch-Wälder konnten im Untersuchungsraum als Kontaktbiotope zu Teichen nicht festgestellt werden, selbst Bestände mit bruchwaldähnlichem Charakter traten nur kleinflächig auf. Ihre Standorte liegen meist in den Quellbereichen und damit in enger Benachbarung zu den Teichen. Die meisten dieser Bestände sind stark beeinflusst, niederwaldartige Nutzung und Fichtenausforstungen sind als typisch anzusehen.

Teiche als ökologische Inseln und ihre Bedeutung für den Naturschutz

Ein inzwischen bereits klassisch gewordener Satz von MacARTHUR & WILSON (1967) besagt, daß die Zahl der auf einer Insel vorkommenden Arten durch die Kolonisationsrate einerseits und die Aussterberate andererseits im Gleichgewicht gehalten wird. Die dabei erreichbare Artendiversität ist in erster Linie von der Inselgröße abhängig. Dabei scheint es unwesentlich, ob diese Inseln im Sinne der Geographie oder der Ökologie aufzufassen sind. Waldrelikte können also von Landwirtschaft oder städtischer Nutzung umgeben und damit isoliert sein, gleiches gilt für alpine Systeme gegenüber Niederungen genauso wie für Mangroven- und Wattenmeer-Systeme zwischen Meer und Land (DIAMOND 1975). Teiche im Donau-Isar-Hügelland können somit auch als aquatische Inseln in einem Meer von Land aufgefaßt werden.

Einige Anmerkungen scheinen vor einer weiteren Betrachtung zunächst noch notwendig. Die mit unseren Teichen angesprochenen Inseln sind keinesfalls als Relikt eines einst größeren Systems zu betrachten, sie stellen vielmehr nutzungsbedingte und nutzungsabhängige Neubiotope dar, „die es zu besiedeln gilt“. Weiters gibt es viele Anhaltspunkte, daß aquatische und wohl auch amphibische Systeme sehr günstige Besiedlungsraten aufweisen, auch wenn im Einzelnen der Zufall eine große Rolle spielt (KEDDY 1976). Gleichzeitig weist man aus der Inselbiogeographie, daß ein Gleichgewicht zwischen Besiedlung und Aussterben umso schneller erreicht wird, je kleiner die Inseln sind (TERBORGH 1976). Darin mitbegründet ist die Tatsache, daß die Seltenheit an Arten in dem Maße abnimmt, wie die Reservate kleiner werden. Wenn also Heckengebiete oder Gebiete mit mehr oder weniger verstreut liegenden Teichen sich gleichermaßen schlecht floristisch oder faunistisch positiv charakterisieren lassen, so ist darin lediglich ein systemimmanentes Merkmal zu sehen.

Tatsächlich fanden wir bei unseren Untersuchungen an 63 Teichen nur fünf Arten, die in Bayern so selten bzw. gefährdet sind, daß sie auf der „Roten Liste“ stehen (KÜNNE 1974):

Catabrosa aquatica
Cyperus fuscus
Najas minor
Potamogeton pusillus
Groenlandia densa

Andere, von uns gefundene und ansonsten als gefährdet geltende Arten sind nicht an Teiche oder die speziellen Bedingungen der Teichwirtschaft gebunden. Sie sind Reste oder Regenerationsformen der früheren Niedermoor- oder Bruchwaldvegetation und haben nur deswegen überleben können, weil die Teichwirtschaft nur Teile ihres Lebensraumes nutzt. Für diese Arten müßte man also sagen, daß sie trotz Teichwirtschaft noch vorkommen und durch Intensivierung der Nutzung z. T. stark gefährdet sind.

Hierzu gehören folgende Arten:

Dactylorhiza incarnata

Dactylorhiza maculata

Epipactis palustris

Lysimachia thyrsiflora

Trollius europaeus

So betrachtet, können Teiche zwar Standorte für seltene Arten anbieten, gleichzeitig können aber bei entsprechender Nutzungsintensität die Standorte anderer seltener Arten zerstört werden. Dabei kann im allgemeinen davon ausgegangen werden, daß dauerhafte Strukturen, die relativ lange Zeiträume für ihr Entstehen benötigen, durch ephemere Strukturen ersetzt werden, die relativ rasch ihre maximale Entwicklung erreichen. Nach DIAMOND (1976) gehören Teiche somit zu den Lebensraumtypen, die speziell für „dispersionsaktive“ Pflanzen von Bedeutung sind.

Wir haben nun versucht, die Grundüberlegungen der Inselbiogeographie auf die aquatische Vegetation unserer Teiche anzuwenden. Da aber bei Teichen der menschliche Eingriff sehr stark hervorsticht und möglicherweise vorhandene Beziehungen zwischen Teichgröße und Artenzahl in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität sogar umkehrt, wollten wir zunächst einmal wissen, wie die Verhältnisse bei weitgehend ungestörten aquatischen Inseln sind. Wir konnten dabei auf eine Arbeit über die submersen Gefäßpflanzen der Osterseen zurückgreifen (MELZER 1976); sie hatte verschiedene Vorzüge insofern, als weitgehend unbelastete Seen analysiert wurden und daß der Bearbeiter für Rückfragen zur Verfügung stand. Eine Beschreibung der Osterseen-Daten mittels „normaler“ linearer Regression war mathematisch unbefriedigend. Wir haben daher in Anlehnung an DIAMOND (1975) die Funktion

$$y = a x^z$$

zur Beschreibung herangezogen, wobei y die Artenzahl, x die Seefläche und a und z noch zu bestimmende konstante Größen waren. a und z wurden nach dem Verfahren von HOOKE & JEEVES (1961) bestimmt (direkte Suche). Dieses Verfahren hat sich in der Praxis als robust und numerisch stabil erwiesen. Zur Berechnung wurde ein von PAUL (1975) entwickeltes FORTRAN Programm verwendet, das von PAPPENBERGER (1976, Manuskript) modifiziert wurde. ¹⁾

¹⁾ An dieser Stelle möchten wir unseren besonderen Dank Herrn Pappenberger von der Datenverarbeitungsstelle, Weihenstephan, für seine Bemühungen aussprechen.

Für die erste orientierende Untersuchung verwendeten wir 13 der 16 untersuchten Osterseen, drei Seen ließen wir deswegen unberücksichtigt, weil ihr Verschmutzungsgrad ein Ausmaß erreicht hat, daß man von einer biologischen Verödungszone sprechen kann. Die restlichen Seen wurden trotz relativ großer Unterschiede vor allem im Wassermechanismus miteinander verrechnet. Wir erhielten die Funktion

$$y = 7,51 \cdot x^{0,17}$$

Diese Funktion stellt die beste Annäherung an die gefundenen Ergebnisse dar und beschreibt die Beziehung Artenzahl — Seegröße für imaginäre Durchschnitts-Osterseen. Die Gegenüberstellung der gefundenen Artenzahlen pro See mit den hochgerechneten Artenzahlen, müssen bei Abweichungen voneinander somit Besonderheiten dieser Seen angeben. Abb. 16 zeigt die realen Artenzahlen in Abhängigkeit zur Idealkurve, wobei 2 Seen deutlich überhöhte Artenzahlen haben, während 2 andere erheblich zu wenig Arten aufweisen. Die unterbesetzten Seen sind nämlich stark belastet und weisen z. B. die höchsten P-Gehalte auf. Die beiden Seen mit deutlich überhöhtem Artenbesatz sind beide von sehr guter Wasserqualität und haben eine gewisse Doppelnatur. Der Stechsee beinhaltet zwei Wassertypen in einem See, einmal ist er mehr oder weniger kalk-oligotroph aus Grundwasserquellen und Zufluß aus der Seenkette, zum anderen enthält er dystrophes Weichwasser aus den Osterseefilzen. Die Verhältnisse im Herrensee sind insofern vergleichbar, als er ebenfalls aus Grundwasserquellen gespeist wird und damit noch fast alle Characeen besitzt, gleichzeitig aber Seebereiche existieren, die Merkmale eines alten, austauscharmen Sees aufweisen und z. B. schon *Myriophyllum spicatum* vorkommen läßt (MELZER 1976 und mdl.). Das wäre im Lustsee als besonders gutes Beispiel eines unbelasteten Grundwassersees nicht möglich. Man kann also die grundsätzlichen Gesetzmäßigkeiten der Inselbiogeographie an den Osterseen in ausgezeichneter Weise reproduzieren, nennenswerte Abweichungen vom Sollwert lassen sich relativ leicht ökologisch erklären.

Wir konnten bei den von uns untersuchten Teichen nicht die gleiche, hohe Übereinstimmung erwarten. Selbst bei intensiven Geländeerhebungen und Befragungen dürfte ein nicht unerheblicher Anteil an Einflußfaktoren unerkannt, mindestens aber die Einflußgröße auf das Vorkommen von Arten unbekannt bleiben.

Wir haben daher die Gesamtmenge der untersuchten Teiche lediglich in drei Gruppen aufgeteilt: intensiv genutzte und extensiv genutzte sowie ungenutzte Teiche ohne nennenswerte aquatische Zone. Die letzte Gruppe blieb bei den weiteren Betrachtungen unberücksichtigt. Dabei reicht es durchaus, den extensiven Teichtyp positiv zu charakterisieren:

- geringe Nutzungs- und Pflegeeingriffe
- meist deutlich ausgeprägte Vegetationszonation
- im wesentlichen natürliche Prozesse bestimmen die Produktivität des Teiches
- relativ gute Wasserqualität (Sichttiefe)

BEISPIEL OSTERSEEN: VERGLEICH ZWISCHEN BER. UND GEM. ARTENZAHL

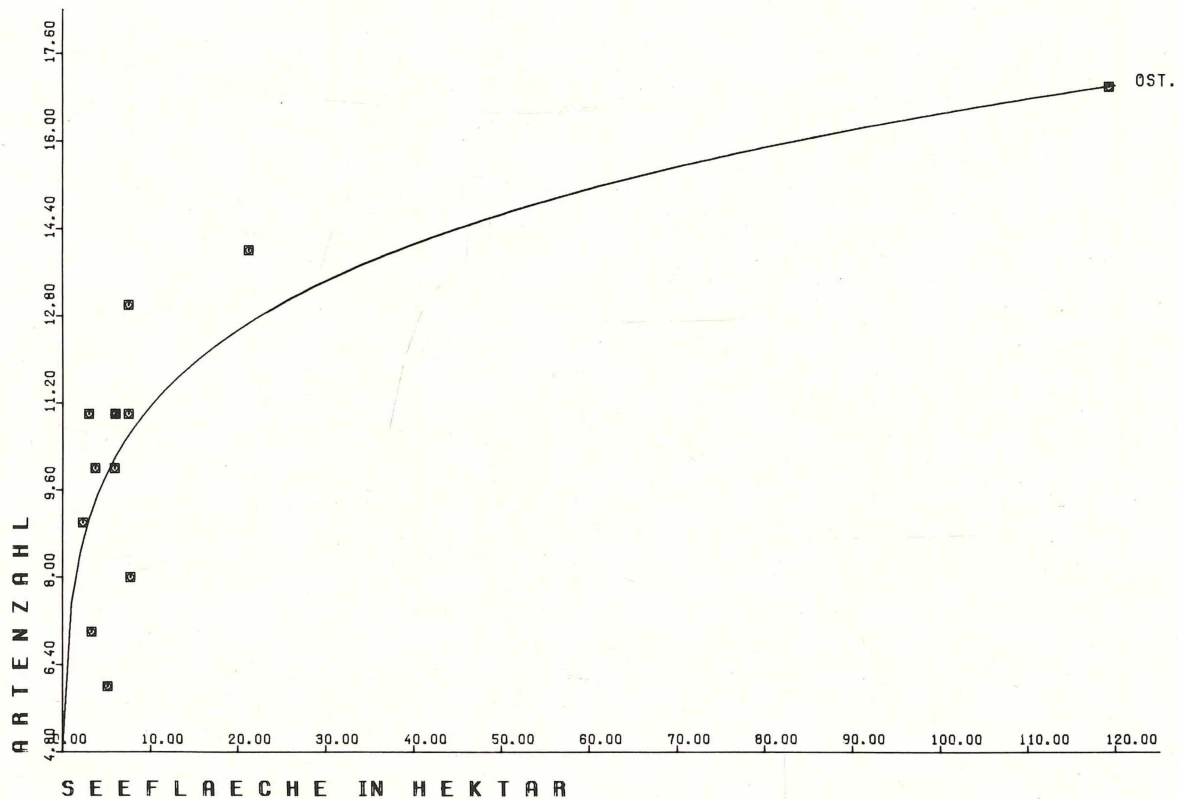


Abb. 16. Vergleich zwischen berechneter und ermittelter aquatischer Artenzahl zur Seefläche am Beispiel der Osterseen.

Wir gingen an dieser Stelle davon aus, daß das gesamte Netz an Wirkfaktoren bei einem extensiv oder intensiv genutzten Teich für das Vorkommen von Pflanzenarten (und wohl auch Tierarten) bestimmend ist. Das besagt, daß die Artenzahl pro See oder Teich als integraler Indikator für alle einwirkenden Faktoren aufgefaßt wird.

Abb. 17 zeigt den Vergleich der berechneten Artenzahl-Areal-Kurven für Osterseen, extensive und intensiv genutzte Teiche. Für die Teiche ist festzuhalten, daß nur zwischen den verrechneten Werten (0,1 — 3 ha) gesicherte Aussagen möglich sind; darüberhinaus ist ein gewisser Trend ablesbar. Das 90 ha große Teichgebiet des Fischgutes Einberg wurde nicht berücksichtigt, weil hier extensiv und intensiv genutzte Teiche miteinander vorkamen. Für die Verrechnung entstand darüberhinaus die Schwierigkeit, daß zwischen 3 und 90 ha kein Wert vorlag, und damit der Wert für das Fischgut eine zu hohe Gewichtung bekommen hätte. Deutlich kann man am Kurvenverlauf erkennen, wann mit weiterer Vergrößerung der Wasserfläche keine nennenswerte Erhöhung der Artenzahlen erfolgt. Bei den Osterseen ist dies im Bereich von 20 — 40 ha anzusetzen, bei extensiv genutzten Teichen liegt der Bereich bei 3 — 5 ha und bei intensiv genutzten Teichen nur mehr um 2 ha. Auffallend ist, daß die beiden Teichtypen sich stark ähneln und nicht die sehr großen Unterschiede in der Bewirtschaftungsintensität widerspiegeln. Natürliche Seen haben offensichtlich eine Biotopqualität, wie sie bei Teichen nicht erreicht werden kann. Man kann vermuten, daß aquatische Pflanzen in Teichen nur eine zweidimensionale Verbreitung haben können (max. Wassertiefe meist unter 2,00 m), in Seen dagegen die dritte Dimension ganz entscheidend hinzutritt. Bei Teichen bewirken sicher noch andere Parameter eine Verminderung möglicher Artenzahlen: der allgemein eutrophe Wasserkörper, Nachwirkungen aus Düngung, Kalkung und Entkrautung sowie Räumung. Eine aus der Inselbiogeographie abgeleitete Naturschutzstrategie besagt, daß der Wert eines Schutzgebietes im Hinblick auf den Artenschutz in dem Maße zunimmt wie sein Areal größer wird (MOORE & HOOPER 1975, HELLIWELL 1976). Im Falle der Teichbiotope kann mit diesem Konzept jedoch nicht gearbeitet werden, ganz abgesehen davon, daß schon naturräumlich gesehen im Donau-Isar-Hügelland aquatische Lebensräume eine gewisse Größe gar nicht überschreiten können. Die Quellschüttungen im Tertiären Hügelland lassen allgemein keine Teiche über 0,5 — 1,5 ha zusammengefaßte Teichfläche zu. Die Artenzahl-Arealkurve besagt, daß nennenswerte Erhöhungen der möglichen Artenzahl pro Teichkomplex bei extensiver Nutzung bis zu einer Wasserfläche von 3—5 ha zu erwarten sind. Diese Teichgröße ist ausgehend von der Quellschüttung in bestimmten Gebieten des Hügellandes noch realisierbar. Wo die natürlichen Voraussetzungen gegeben sind, sollte daher diese Teichgröße in Teichbauprogrammen angestrebt werden. Damit sind die sinnvollen Möglichkeiten zur Sicherung aquatischer Pflanzenarten ausgeschöpft, wobei unterstellt werden kann, daß auch ein gewisser Anteil seltener Arten erhalten wird.

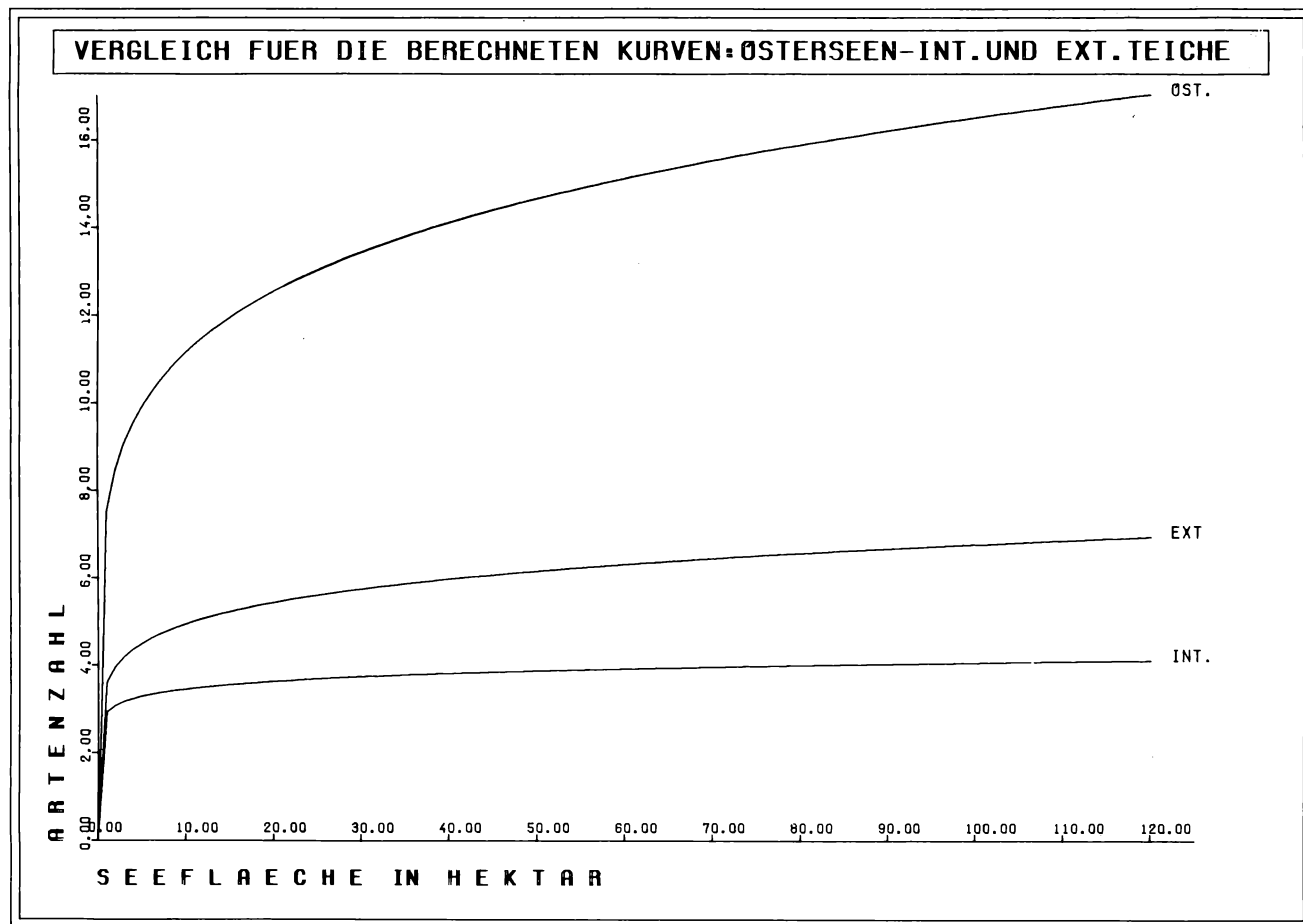


Abb. 17. Vergleich der berechneten Kurven zwischen Osterseen und intensiv/extensiv genutzten Teichen im Donau-Isar-Hügelland.

Weitere Maßnahmen zur Sicherung bedrohter Arten gibt DRURY (1974) an. Ausgehend von einer bestimmten Biotopgröße nennt er vier Punkte:

1. Gefährdete Arten sollen in mehr oder minder unabhängige Teilpopulationen aufgespalten werden.
2. Aus einer reliktschen Population sollen „Überschuß“-Individuen zur Begründung neuer Teilpopulationen gewonnen werden.
3. Unerwünschte Inzuchteffekte sollen in jedem Falle vermieden und als Teil der Management-Strategie berücksichtigt werden.
4. Für das Überleben extrem gefährdeter Arten sind auch sehr künstliche Methoden durchaus als legale Mittel anzusehen, auch dann, wenn der Erfolg im Detail vielleicht gering ist. Maßgeblich ist der relative Erfolg der Maßnahme.

Diese Sätze klingen ein wenig unkonventionell und drücken eine pragmatischere Beziehung der Angelsachsen zum Artenschutz aus. In der Tat sollte man aber bei künstlichen Biotopen auch einmal künstliche Methoden der Arterhaltung anwenden und damit Erfahrungen sammeln (vgl. auch HABER 1971).

Diese Ausführungen beziehen sich auf die aquatische Flora. Die als schutzwürdige Biotope ausgewiesenen Teiche stehen immer mit bestimmten nicht aquatischen Vegetationskomplexen in direkter Verbindung. Das sind Niedermoor oder Braunseggensümpfe und Bruchwälder sowie mehr oder minder gut ausgeprägte Verlandungszonen. Bei normaler Bewirtschaftung wie bei Neuanlage ist eine differenzierte Sicherung dieser Bestände anzustreben. Sie sind besonders gefährdete Feuchtbiotope mit den vielen von Vernichtung bedrohten Arten. Der Gesamtkomplex schutzwürdiger Teiche beinhaltet somit zwei Teichbereiche mit unterschiedlicher Schutzkonzeption. Reservatbereiche, die der Nutzung entzogen werden und Bereiche mit wiederkehrenden Eingriffen, wobei die Räumung nur alle 15–25 Jahre erfolgen sollte. Bei Teichkomplexen von 5 bis 8 Einzelgewässern ergibt das eine rotierende Räumung alle 3–5 Jahre. Damit ist sichergestellt, daß jederzeit junge und alte Sukzessionsstadien in einem Komplex vereinigt sind.

Die bei der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern erfaßten Teiche im Donau-Isar-Hügelland wurden vor allem hinsichtlich der amphibischen Bereiche als schutzwürdig ausgewiesen. Dies kann nicht in gleicher Weise für den aquatischen Bereich bestätigt werden.

Vorläufige Florenliste (1975/76) von Teichen im Donau-Isar-Hügelland

Aegopodium podagraria
Ajuga reptans
Alisma plantago-aquatica
Angelica silvestris
Agropyron repens
Agrostis stolonifera

Bidens radiatus
Bidens tripartitus

Callitriche palustris
Caltha palustris
Cardamine amara
Carex acutiformis
Carex brizoides
Carex caespitosa
Carex disticha
Carex elata
Carex elongata
Carex flacca
Carex gracilis
Carex hirta
Carex panicea
Carex pseudocyperus
Carex riparia
Carex rostrata
Calamagrostis epigejos
Catabrosa aquatica
Ceratophyllum demersum
Chaerophyllum hirsutum
Chara vulgaris
Chara hispida
Chrysosplenium alternifolium
Cicuta virosa
Cirsium oleraceum
Cirsium palustre
Crepis paludosa
Cyperus fuscus

Dactylis glomerata
Dactylorhiza maculata
Dactylorhiza incarnata
Daucus carota
Deschampsia caespitosa

Eleocharis ovata
Elodea canadensis

Equisetum arvense
Equisetum fluviatile
Equisetum palustre
Epilobium hirsutum
Epilobium palustre
Epilobium parviflorum
Epipactis palustris
Eriophorum angustifolium
Eupatorium cannabinum

Festuca pratensis
Filipendula ulmaria

Galium aparine
Galium palustre
Geum rivale
Glyceria fluitans
Glyceria maxima
Glyceria plicata
Groenlandia densa

Holcus lanatus
Heracleum sphondylium

Impatiens parviflora
Iris pseudacorus

Juncus alpino-articulatus
Juncus articulatus
Juncus conglomeratus
Juncus bufonius
Juncus acutiflorus
Juncus effusus
Juncus inflexus

Lathyrus palustris
Lemna minor
Lemna trisulca
Lychnis flos-cuculi
Lycopus europaeus
Lysimachia thyrsoiflora
Lysimachia vulgaris
Lythrum salicaria

Marchantia polymorpha
Melica nutans
Mentha aquatica
Mentha longifolia

Menyanthes trifoliata
Molinia coerulea
Myosotis palustris
Myriophyllum spicatum
Myriophyllum verticillatum

Najas minor
Nasturtium officinale
Nuphar lutea
Nymphaea alba

Parnassia palustris
Peplis portula
Peucedanum palustre
Phalaris arundinacea
Phragmites communis
Pinguicula vulgaris
Poa annua
Poa palustris
Poa trivialis
Polygonum amphibium
Polygonum hydropiper
Polygonum lapathifolium
Potamogeton crispus
Potamogeton lucens
Potamogeton natans
Potamogeton perfoliatus
Potamogeton pusillus

Ranunculus flammula
Ranunculus circinatus
Ranunculus fluitans
Ranunculus repens
Riccia fluitans
Rorippa palustris
Rumex hydrolapathum
Rumex maritimus

Salix alba juv.
Salix aurita juv.
Salix caprea juv.
Salix cinerea juv.
Salix fragilis juv.

Salix purpurea juv.
Schoenoplectus lacustris
Scirpus silvaticus
Scirpus radicans
Scrophularia nodosa
Scrophularia umbrosa
Scutellaria galericula
Stachys palustris
Sium erectum
Solanum dulcamara
Sparganium erectum
Spirodela polyrrhiza
Stellaria palustris
Succisa pratensis
Symphytum officinalis

Thalictrum flavum
Thelypteris limbosperma
Trifolium repens
Trollius europaeus
Tussilago farfara
Typha latifolia

Urtica dioica

Veronica beccabunga
Valeriana officinalis
Vicia cracca

Zannichellia palustris

Nachtrag (1977).

Geranium palustre
Hypericum tetrapterum
Isolepis setacea
Juncus bulbosus
Juncus glaucus
Najas marina
Oenanthe aquatica
Sanguisorba officinalis
Veronica anagallis-aquatica

Literatur

- Amt für angewandte landwirtschaftliche Betriebswirtschaft, Abt. Agrarstruktur und Agrarplanung & Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Sachgebiet Landnutzung: Agrarleitplan. vervielf. Manuskript, 1976, München.
- ASSMANN, O.: Lebensräume der Amphibienarten Bayerns. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl f. Landschaftsökologie 1976.
- Bayerische Landesstelle für Gewässerkunde: Gewässerkundl. Jahrbuch. 1969, München.
- Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Arbeitsanweisung für den Waldfunktionsplan, WFP, 1973/74, München.
- BOLENDER, E.: Sekundäre Wasserflächen im Donau-Isar-Hügelland als schützenswerte Landschaftsbestandteile. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, 1976.
- BRAUNER, W. und WEBER, G.: Erfassung, Schutz und Planung von Biotopen: Dargestellt am Beispiel der Planungsregion 1 in Bayern. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, 1975.
- DIAMOND, J. M.: The islands dilemma; lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7 (2), 1975, 119–129.
- DIAMOND, J. M.: *Science* 193 (4267), 1976, 1027–1029.
- DRURY, H. W.: Rare species. *Biol. Conserv.* 6 (3), 1974, 162–169.
- ELLENBERG, H.: Vegetation Mitteleuropas mit dem Alpen. In: Walter H.; Einführung in die Phytologie. Bd. IV, 2, 1963, Stuttgart.
- HABER, W.: Gesellschaft, Naturschutz und Orchideen. Ein Beitrag zur Förderung des Zusammenwirkens von Naturschutz und Naturliebhaberei. *Die Orchidee*, 1971, 414–433.
- HEGI G.: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. I, 1957/58, München.
- HELLIWELL, D. R.: The extent and location of nature conservation areas. *Env. Conserv.* 3 (4), 1976, 255–258.
- HILD, J.: Hydrobiologische Untersuchungen in einigen abwasserbelasteten niederrheinischen Gewässern. *Hydrobiol.* 16 (2), 1960, 213–214.
- HOOKE, R. und JEEVES, T. A.: Direct search solution of numerical and statistical problems. *J. ACM* 8, 1961, 212–229.
- HOYER, H.: Landwirtschaftliche Fischproduktion. 1975, Kiel.
- HÜRLIMANN, H.: Lebensgeschichte des Schilfs an Schweizer Gewässern. Beitrag geobot. Landesaufnahme Schweiz 30, 1951.
- KAULE, G.: Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. *Dissertationes Botanicae* Bd. 27, 1974, Lehre.
- KAULE, G.: Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Erfahrungen 1974. Verhandlungen Ges. f. Ökologie. Erlangen 1974. 1975, Den Haag.
- KÜNNE, H.: Die Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Amtsblatt des Bayer. Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen 5 (3), 1975.

- KEDDY, P. A.: Lakes as islands: The distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna minor* L. and *L. trisulca* L. Ecol. 57, 1976, 353–359.
- KOCH, W.: Lehrbuch der Fischzucht. 1960, Berlin, Hamburg.
- KOHLER, A. et al.: Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 69 (3), 1971, 333–365.
- KOHLER, A. et al.: Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. Ber. Bayer. Bot. Ges. 45, 1974, 5–36.
- KRAUSE, W.: Die Characeenvegetation der Oberrheinebene. Arch. Hydrobiol. Suppl. 35 (2), 1969, 202–253.
- KRAUSE, A.: Einfluß der Eutrophierung und anderer menschlicher Einwirkungen auf die Makrophytenvegetation der Oberflächengewässer. Ber. über Landwirtsch. 50, 1972, 140–146.
- LIEBMANN, H.: Der Gewässergüteatlas. Münchener Beiträge 15, 1969, 1–77.
- MACARTHUR, R. H. und WILSON, E. O.: The theory of islands biogeography. 1967, Princeton University Press, Princeton N. J.
- MELZER, A.: Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. Dissertationes Botanicae 34, 1976, Vaduz.
- MOOR, M.: Zur Soziologie der *Isoetetalia*. Beitrag geobot. Landesaufnahme Schweiz 20, 1936.
- MOOR, M.: Zonation und Sukzession am Ufer stehender und fließender Gewässer. Vegetatio Acta Geobotanica 17, 1969, 26–32.
- MOORE, N. W. und HOOPER, M. D.: On the number of bird species in British woods. Biol. Conserv. 8, 1975, 239–250.
- OBERDORFER, E.: Pflanzensoziologische Exkursionsflora von Süddeutschland. 3. Auflage, 1970, Stuttgart.
- PAUL, W.: Ein direktes numerisches Verfahren zur Bestimmung der Parameter nicht linearer Ausgleichsfunktionen. Biom. Z. 8, 1975, 487–500.
- RUEBELING, R.: Die Kartierung schutzwürdiger Biotope im Raum der Kartenblätter Krumbach, Mindelheim und Kaufbeuren (L 7728, L 7928, L 8128) sowie eine Untersuchung der Einflüsse auf die Vegetation der Wertachauen als landschaftsökologische Grundlage zur Regionalplanung. Diplomarbeit, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, 1974.
- SCHROTT, R.: Verlandungsgesellschaften der Weiher um Eschenbach und Vergleich der Verlandungszonen. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 33, 1974, 247–310.
- TERBORGH, J.: Science 193 (4257), 1976, 1029–1030.
- VOLLMANN, F.: Flora von Bayern. 1914, Stuttgart.
- Zentralamt des Deutschen Wetterdienstes: Klimaatlas von Bayern. 1952, Bad Kissingen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Naturwissenschaftliche Zeitschrift für Niederbayern](#)

Jahr/Year: 1979

Band/Volume: [27](#)

Autor(en)/Author(s): Bolender Erhard, Duhme Friedrich

Artikel/Article: [Naturschutz und Teichwirtschaft im Donau-Isar-Hügelland 14-51](#)