

Akademie für Naturschutz
und Landschaftspflege

Laufen/Salzach

Beiheft 4
zu den
Berichten

ANL

Artenschutzgemäße
Dokumentation
und Bewertung
floristischer Sachverhalte



Beiheft 4

zu den Berichten der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege

Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte

Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora
und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des
Inn-Vorlandgletschers (Oberbayern)

Willy A. Zahlheimer

*Meinem Jugendfreund,
dem versierten Vogel- und Libellenkenner
Michael Kaniß, 1950 - 1973*

Herausgeber:
Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Postfach 1261 8229 Laufen/Salzach Telefon 0 86 82/70 97 - 70 98

1985

ISSN 0720-9436
ISBN 3-924374-18-X

	Seite
1. Artenschutzgemäße floristische Dokumentation	5
1.1. Floristische Kartierungsprojekte aus der Perspektive des praktischen Artenschutzes	5
1.2. Erfassung der Bestandesgröße	6
1.2.1. Einheiten der Pflanzenmengenschätzung	6
1.2.2. Wuchsformtypen	12
1.2.3. Aggregationstypen	12
1.2.4. Skalen für die Erfassung der Pflanzenmenge	18
1.2.4.1. Allgemeines	18
1.2.4.2. Skalengrund-, Skalensub- und Skalenmischtypen	18
1.2.5. Verteilungsaspekte (Verteilungsfläche)	20
1.2.6. Zusammenfassende Übersicht der Skalentypen für die Bestandsgrößenschätzung .	22
1.3. Floristische Geländearbeit; erste Dokumentationsschritte .	22
1.3.1. Gruppen kartierungswürdiger Sippen	22
1.3.2. Flächendeckende floristische Bestandsaufnahme	27
1.3.3. Floristische Beschreibung flächenhafter Objekte	30
1.3.3.1. Wiedergabe der Flora bei ausgewählten bayerischen Biotopkartierungen	30
1.3.3.1.1. Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern (Maßstab 1 : 50 000)	30
1.3.3.1.2. Biotopkartierung des Landkreises München .	34
1.3.3.2. Alternative Dokumentationsweise botanisch wertvoller Flächen .	34
1.3.3.2.1. Aspekte zur Bezugsfläche; Datensammlung im Gelände	34
1.3.3.2.2. Die ausgearbeitete floristische Objektbeschreibung .	36
1.4. Floristische Bestandskarten	36
1.4.1. Bestandesgrößen-Rasterkarte mit Strichliste	38
1.4.2. Bestandes-(Punkt-)Karten	39
1.4.2.1. Allgemeines	39
1.4.2.2. Die Standard-Bestandskarten S 100 und S 200 – zeitgemäße floristische Dokumentationsformen	41
2. Das Ringsegment-Verfahren zur numerischen Bewertung der subregionalen Artenschutzrelevanz artgleicher Populationen	43
2.1. Allgemeine Gesichtspunkte	44
2.2. Bewertung nach Lagebeziehungen und subregionalen Arealverhältnissen („Lokalisationswert“)	44
2.2.1. Aspekte zur Bewertung der Seltenheit in geographisch fest umrissenen Bezugsräumen .	44
2.2.2. Bewertungskomponente Bestandesgrößenverteilung im konzentrischen Umfeld	44
2.2.2.1. Entwicklung der allgemeinen Form des Ringsegment-Bezugssystems aus einem Grundraster	44
2.2.2.2. Determination der Bezugssysteme durch die Festlegung maximaler Populationsabstände	46
2.2.2.3. Gesichtspunkte zum Einsatz der Ringsegment-Bezugssysteme	49
2.2.3. Bewertungskomponenten Fundortlage im Areal und subregionale Arealgröße	52
2.2.4. Zusammenfassende Übersicht der Bewertungsschritte beim Gebrauch von Ringsegment-Schablonen	54
2.2.5. Berücksichtigung der Bestandesgesamtgröße kleiner Arealinseln .	58
2.3. Bewertungsfaktor Bestandesgröße	59
2.3.1. Allgemeine Gesichtspunkte	59
2.3.2. Bestandesgrößenfaktoren und Bestandesgrößenklassen	59
2.4. Gesamtausdruck „Umfeldbezogener Bestandeswert“	60
2.5. EDV-gemäße Variante des Ringsegmentverfahrens	60
2.5.1. Allgemeine Arbeitsanleitung	63
2.5.2. Vergleichsbeispiel	64
3. Konstruktion minimaler Stützpunkt-Verbundsysteme für artenschutzrelevante Pflanzen	67
3.1. Einzelne Gesichtspunkte	67
3.2. Anlage eines Stützpunktkarten-Blattes (Arbeitsanleitung)	68

4. Vergleichende numerische Bewertung von Beständen verschiedener Taxa nach den überregionalen, regionalen und subregionalen Verhältnissen	74
4.1. Überregionale und regionale Bewertungskriterien	74
4.1.1. Allgemeines	74
4.1.2. Bewertung der Gefährdung nach Roten Landeslisten	74
4.1.3. Ergänzungskriterium quadranten- bzw. grundfeldweise Präsenz in Landesteilen	75
4.1.4. Berücksichtigung zumindest im regionalen Bezugsraum artenschutzrelevanter Gruppen	78
4.1.5. Zusammenfassende Anleitung zur Ermittlung des „Regionalen Gefährdungswertes“	78
4.1.6. Bedeutung für abhängige Sippen der Roten Liste (Bewertungsmöglichkeit)	79
4.2. Der „Populationspezifische Artenschutzwert“ als Ergebnis der Verknüpfung subregionaler, regionaler und überregionaler Wertkomponenten .	79
4.3. Bewertung gemischter Pflanzenbestände	82
4.3.1. Verfahrensweise und Anwendungsbereiche	82
4.3.2. Kritische Anmerkungen zum eigenen Bewertungsverfahren	82
5. Bezugsquadrat-Verfahren zur numerischen Bewertung von Sippen und Pflanzenbeständen nach der lokalen Artenschutzrelevanz	84
5.1. Numerische Ermittlung lokaler Sippen-Gefährdungsgrade	84
5.1.1. Wahl des Bezugsflächen-Systems	85
5.1.2. Komponenten und Gesamtausdruck der „Lokalen Gefährdungszahl“	85
5.1.3. Arbeitsanleitung und Beispiele	87
5.2. Vereinfachtes, EDV-gemäßes Bewertungsverfahren für Pflanzenbestände	94
5.2.1. Überblick	94
5.2.2. Arbeitsanleitung	96
5.2.3. Beispiele	99
5.2.3.1. Lokale Gefährdungswerte und Wuchsort-Vergleichswerte von Fundorten verschiedener Sippen	99
5.2.3.2. Lokale Artenschutzwerte verschiedener Vorkommen einer Sippe	102
5.2.3.3. Vereinfachte Floristische Gütezahlen von Streulandparzellen	102
6. Anmerkungen zur Behandlung vegetationskundlicher Aspekte bei naturschutzorientierten Gebietsbewertungen	108
6.1. Allgemeines	108
6.2. Floristische Sachverhalte	108
6.3. Verhältnisse auf Pflanzengesellschafts-Ebene	110
6.3.1. Allgemeines; der Gesellschaftsschutz-Wert	110
6.3.2. Bewertung der subregionalen Verhältnisse	111
6.3.3. Überregionale Bewertungsgesichtspunkte und Gesamtbewertung	112
6.4. Verhältnisse auf der Ebene von Vegetationskomplexen	112
7. Zusammenfassung	115
8. Literatur	117
9. Anhang .	118
9.1. Verzeichnis der Arbeitsbegriffe	118
9.2. Verzeichnis der Verbreitungs- bzw. Bestandeskarten	120
9.3. Bestandeskarten mit Erläuterung der Kartengrundlage .	121 – 143

Vorwort und Danksagung

Seit 1980 führe ich Untersuchungen zur Gefäßpflanzenflora des mittleren und westlichen Inn-Chiemsee-Hügellandes durch. Dabei war es, wie schon früher (1979), ein wesentliches Ziel, die Daten so zu sammeln, daß sie auch ein brauchbares Hilfsmittel für Naturschutzplanungen abgeben können. Im Zusammenhang damit war und ist dem Problem einer sippenadäquaten Bestandsgrößenerfassung besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Die Mitarbeit an einigen Landschaftsplänen erzwang darüberhinaus eine intensivere Auseinandersetzung mit Fragen der Dokumentationsweise und der Bewertung floristischer Sachverhalte.

Bald hatte sich zu diesen Themenbereichen soviel Material angesammelt, daß es nahelag, ihnen einen eigenen Teil der geplanten Dissertation zu widmen.

Insbesondere als Teil der ökologischen Beweissicherung bzw. als Grundlage für Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen sind differenzierte und eindeutig definierte Wege der Dokumentation und Bewertung angemessen. Der vorliegende Beitrag möchte Möglichkeiten dafür aufzeigen. So werden ausgehend von einem anspruchsvollen, aber nur bedingt praktikablen Grundmodell zur Bewertung der Artenschutzrelevanz von Pflanzenbeständen einfachere manuell-visuelle als auch EDV-gemäße Varianten entwickelt.

Sicher wird sich mancher Leser daran stoßen, daß die Benützung der aufgezeigten Bewertungsverfahren mit erheblichem Aufwand verbunden ist. Es sei jedoch daran erinnert, daß die zur Gewohnheit gewordene Erhebung und Verarbeitung floristischen Datmaterials in der Pflanzensoziologie nicht weniger zeitraubend ist.

Besonderen Dank schulde ich meiner zuverlässig helfenden Frau Charlotte, die auch die Reinschrift besorgte. Für die Betreuung der Arbeit, für Hinweise zur Abfassung des Manuskripts und für die Möglichkeit zur Benützung unveröffentlichter Unterlagen der Floristischen Kartierung Bayerns danke ich Prof. Dr. P. Schönfelder, Universität Regensburg. Mannigfache Hilfen habe ich auch durch Prof. Dr. A. Bresinsky erfahren (gleichfalls Regensburg).

Ohne die erhebliche finanzielle Unterstützung durch E. Bessling und durch ein Stipendium der Studienstiftung des Deutschen Volkes (mit den Vertrauensdozenten Prof. Dr. H. Altner, Regensburg und Prof. Dr. W. Harms, München) hätten die Arbeiten nicht durchgeführt werden können. Zur Erleichterung der Lebensumstände trugen wesentlich auch bei Ch. u. J. Wihrl, A. Wihrl (alle Freising), E. Neumeier (Kolbermoor), G. u. E. Schneider (Rosenheim), H. Wymer (Samerberg) sowie R. Meierhofer (Rosenheim).

Durch informative Gespräche oder die Zusendung unveröffentlichter Manuskripte förderten die Arbeit A. Ringler (Rosenheim), F. Schuhwerk (Regensburg), Dr. J. Krach (Pappenheim) und Dr. W. Lippert (München).

Rosenheim, den 21.12.1984

1. Artenschutzgemäße floristische Dokumentation

1.1. Floristische Kartierungsprojekte aus der Perspektive des regionalen Artenschutzes

Mit dem im wesentlichen während der letzten 15 Jahre gewachsenen öffentlichen Interesse für den Artenschutz haben floristische Arbeiten einen neuen Stellenwert erhalten und erleben derzeit eine ausgesprochene Renaissance. Eine besondere Bedeutung für den Artenschutz kommt dabei den verschiedenen Kartierungsprojekten zu, die ihre Informationen in leicht faßlicher Form – als Verbreitungskarten – zur Verfügung stellen. Für den praktischen, meist lokal oder regional zu verwirklichenden Artenschutz haben die einzelnen Kartierungsverfahren eine recht unterschiedliche Bedeutung. – Unabhängig davon hängt die Qualität einer jeden Kartierung von der Präzision der taxonomischen Ansprache und dem Vollständigkeitsgrad der Geländedurchforschung ab. Die derzeit auslaufenden nationalen bzw. auf Länderebene durchgeführten Teilprojekte der *floristischen* (Gefäßpflanzen-) *Kartierung Mitteleuropas* liefern für den Artenschutz wertvolle Informationen über die Lage und Größe von Arealen und lassen im allgemeinen die häufigsten und seltensten Taxa erkennen. Zudem weisen sie den Ausfall durch die ältere Literatur oder Herbarien belegter Vorkommen gegenüber der Nachkriegszeit sowie nicht-indigene Vorkommen aus. Regionale Erfordernissen genügen jedoch weder die räumliche noch die zeitliche Auflösung der Verbreitungskarten, die *Rasterkarten* (genauer *Präsenz-Gradnetzkarten*) darstellen und den erfolgten Nachweis eines Taxons in einem durch geographische Koordinaten begrenzten Kartenabschnitt (im folgenden einfach als *Kartenfeld* bezeichnet) sowie besondere Statusverhältnisse durch eine Signatur wiedergeben. Die Kartenfeldgröße beträgt bei der differenziertesten Variante der Kartierung, der in verschiedenen Bundesländern praktizierten sog. quadrantenweisen Erhebung, z. B. in Bayern immer noch zwischen 33 und 34,5 km². Der gravierende Fundortschwund während der vergangenen Jahrzehnte kommt nicht zum Ausdruck, da alle Nachweise seit 1945 mit der Signatur für aktuelle Vorkommen beachtet werden.

Eine weitere Eigenschaft der Mitteleuropa-Kartierung ist die geringe Korrelation zwischen scheinbarer Häufigkeit (nach der Zahl der Präsenzsignaluren) und wirklicher Häufigkeit. FINK regte 1978 an, dem dadurch zu begegnen, daß für sämtliche Sippen eines Kartenfeldes ein komplexer Häufigkeitswert geschätzt wird. Er fand bisher kaum Resonanz. Trotz dieser Mängel ist die floristische Kartierung Mitteleuropas nicht nur zu einer wesentlichen geobotanischen Wissensquelle geworden, sondern auch zu einem wertvollen, handlichen Hilfsmittel für den überregionalen Artenschutz, insbesondere für die Aktualisierung Roter Listen.

Einer der beiden Wege zu regional befriedigenderen, detaillierteren Karten besteht in der Verkleinerung der Kartenfelder. SAUER konnte schon 1974 über Ergebnisse einer *Minutenfeldkartierung* im östlichen Saarland berichten, zu welchen neben der schärferen Abbildung der Areale infolge der im Vergleich zum Quadranten etwa 15fach besseren Auflösung eine engere Korrelation zwischen der scheinbaren und der effektiven Fundorthäufigkeit der Taxa gegenüber der Quadrantenkartierung gehören. Ungünstig ist, daß Minutenfelder etwa 1 1/2mal so lang wie breit sind,

(größere räumliche Unschärfe in Nord-Süd-Richtung). Das z. B. von MEIEROTT (1983) gewählte Kartenfeld »1/16 Quadrant« hat mit einem Längen-Breiten-Verhältnis von etwa 1 : 1,12 eine günstigere Beschaffenheit. Der Autor verwendet für Übersichtskarten als Kartenfeldeinheit gern das quer halbierte Minutenfeld mit einer Fläche von etwa 1,1 km², das mit einem Verhältnis Länge Breite von etwa 1 : 1,3 zwischen Minutenfeld und 1/16 Quadrant liegt (vgl. Abschnitte 1.3.3.2.1. und 1.4.1.).

In Nord-Süd- und Ost-West-Richtung gleich lange und unabhängig von der geographischen Lage gleich große Kartenfelder haben den Nachteil, daß sie sich im Gegensatz zu den oben erwähnten Einheiten nicht nahtlos in das eingeführte Grobraster der floristischen Kartierung Mitteleuropas einpassen können. Die ideale Kartenfeldfigur wäre hierbei die eines gleichseitigen Hexagons. Wesentlich bequemer handhabbar und daher fast ausnahmslos verwendet werden quadratische *Kartenfelder nach Gauß-Krüger-Koordinaten*. 1 km² große Quadrate spielen in jüngster Zeit auch bei regionalen floristischen Erhebungen eine Rolle, so bei dem naturschutzorientierten Dokumentationsprogramm im Land Bremen (CORDES 1983). Mit nur 1 ha großen quadratischen Kartenfeldern kartierte MAAS (1983) knapp 4 km² von Saarlouis. Hier wird eine Präzision der Lokalisation erreicht, die auch von großmaßstäblichen Punktkarten (s. u.) kaum übertroffen wird.

Allen Rasterkartierungen, auch den großmaßstäblichen, haftet neben dem erwähnten Mangel des mehr oder weniger vagen Verhältnisses zwischen scheinbarer und effektiver Fundorthäufigkeit auch der für den Artenschutz erhebliche einer ungenauen Lokalisation der Fundorte an. Weit weniger kommen diese Nachteile bei der klassischen *Präsenz-Punktkarte* zum Tragen, die den realen Fundort wiedergibt. Sie findet daher als zweiter Weg einer regional befriedigenden floristischen Kartendokumentation wieder zunehmend Verwendung, wo ein Reproduktionsmaßstab möglich ist, der ein gegenüber der Quadrantenkartierung wesentlich differenzierteres Verbreitungsbild gewährleistet (größer als etwa 1 : 10⁶). Mit dem Maßstab wachsen die Anforderungen an die Genauigkeit der Lokalisation und der Wert der Karten (und i. a. auch der ihnen zugrundeliegenden Fundortnotizen) für Artenschutz Zwecke.

Zu den für den Artenschutz besonders wichtigen Informationen zählen neben jenen, die mit der Verbreitung der Taxa zusammenhängen (Areallage und -größe, Fundorthäufigkeit, Fundortlage und damit Entfernung zwischen den Fundpunkten) solche über die Größe der Pflanzenbestände an den einzelnen Fundorten, da diese nicht zuletzt die Überlebensfähigkeit und die Rolle in der Beziehung zwischen den Teilpopulationen weitgehend bestimmt. Die »quantifizierende« Rasterkarte, wie sie etwa MEIEROTT verwendet (er unterscheidet Kartenfelder mit weniger und solche »mit mehr als (100-) 150 Individuen«)¹ bedeutet gegenüber der reinen Präsenz-Rasterkartierung zwar einen gewissen Fortschritt, doch genügt sie wegen der allen Verfahren von Rasterkartierungen innewohnenden Mängel nicht den regionalen und lokalen Erfordernissen des Artenschutzes. Eine gute Grundlage bieten dagegen bestandesgrö-

1) Der Begriff »Individuum wird hier offensichtlich recht leger gehandhabt (vgl. Abschnitt 1.2.1.)

Benmäßig differenzierende Fundortkarten, die im folgenden kurz als *Bestandeskarten* bezeichnet werden. In einer primitiven Form, die lediglich drei nach subjektivem Eindruck vergebene Bestandesgrößenklassen unterschied (kleiner, mittlerer Bestand, großer Bestand) hat der Autor (1979) derartige Karten für einen Donauauenabschnitt veröffentlicht.

Inzwischen wurde in Bayern eine spezielle »Wuchsortkartierung der stark gefährdeten Gefäßpflanzen« durchgeführt, bei der neben den exakten Lagekoordinaten u. a. auch Angaben zur »Flächengröße des Vorkommens« und zur »Individuenzahl« gefordert wurden. Damit können derartige Bestandeskarten erstellt werden. Der kurze Zeitraum, der für die Geländearbeiten gewährt wurde und die zu geringe, auf einer schon damals überholten Roten Liste basierenden Artenauswahl mindern allerdings den Wert dieses eigens zu Artenschutz Zwecken organisierten Projektes, dessen Ergebnisse für den »amtsinternen« Gebrauch bestimmt sind.

Gespannt darf man auf den Verlauf des jüngst begonnenen neuartigen Programms zur Erfassung von Pflanzenarten in Niedersachsen sein (HAEUPLER & GARVE 1983). Dort sollen für sämtliche Arten einer aktualisierten Roten Liste genaue Lokalisation und Größe der Bestände ermittelt werden (sowie eine Fülle weiterer nützlicher Parameter, deren aufwendige Erhebung aber m. E. angesichts ihrer zweit-rangigen artenschutzmäßigen Relevanz nur für spektakuläre Vorkommen gerechtfertigt ist). Darüber hinaus wurde dort ein zweiter Durchgang der floristischen Kartierung gestartet, der für alle Taxa eines Quadranten (oder besser eines Minutenfeldes) neben Statureintragungen die Angaben der Bestandesgröße in den Meldeformularen vorsieht. Für deren Schätzung werden (ebenso wie auf den Meldebögen für die bedrohten Arten) achtstufige Schätzskalen vorgegeben. Damit wurde hier ein Weg eingeschlagen, der dem eigenen recht nahe kommt (vgl. unten).

1.2. Erfassung der Bestandesgröße

Von den zahlreichen, im Zusammenhang mit dem Artenschutz interessanten Populationseigenschaften wie Vitalität, Entwicklungszustand, Geschlechterverteilung, Soziologie usw. (vgl. den Erhebungsbogen von FINK 1978, S. 130/131 und das Meldeformular zur »Erfassung der Population einer seltenen Gefäßpflanzensippe eines Gebiets« bei HAEUPLER & GARVE S. 76–79) ist das Merkmal »Bestandesgröße« das weitaus bedeutendste. Es bestimmt in erster Linie die Überlebensfähigkeit des Pflanzenvorkommens und steht in engem Zusammenhang mit der genetischen Variabilität, der Stabilität, der Bedeutung als Sender und Empfänger von Meio- bzw. Mitosporen im Rahmen der genetischen Interaktionen zwischen Populationen, mit der Rolle als Diasporenquelle, der Bedeutung für die Existenz abhängiger Lebewesen (Tiere, Pilze u. a.), für spezifische Funktionen im Naturhaushalt usw.. Umgekehrt läßt sich ohne Informationen über die Bestandesgrößenverteilung kein vernünftiger Artenschutz betreiben. Der Autor tritt daher mit Nachdruck für einen zweiten landesweiten Kartierungsdurchgang auch der bayerischen Gefäßpflanzenflora ein, in dem für alle »bemerkenswerten Taxa« neben Fundorten auch Bestandesgrößen ermittelt werden (vgl. Abschnitt 1.4.2.2.). Die großräumige und zugleich flächenintensive Bearbeitung muß hierbei Vorrang vor der wünschbaren aber zeitraubenden Erhebung weiterer Eigenschaften haben.

Solange die Schätzung nach einem subjektiven Eindruckswert vorgenommen wird, ist sie ziemlich problemlos. SENDTNER führte bereits 1854 (S. 722) neben Angaben zur Häufigkeit einen Ausdruck für die »Dichtigkeit des Vorkommens« an (meist weit gefaßten) Lokalitäten ein. Er unterschied dabei die fünf Stufen »x = Einzelheit, x² = in Spärlichkeit, x³ = in Gesellschaft, x⁴ = in Menge und x⁵ = in Unzahl«. In verschiedenen Abwandlungen wurden derartige, für die Nachwelt wertvolle Zusätze bis in die Gegenwart von verschiedenen Autoren geliefert.

Aus Gründen, die in Abschnitt 1.2.5. erläutert werden, genügt es allerdings nicht, nur die anzahl- oder flächenmäßig geschätzte *Pflanzenmenge* zu berücksichtigen. Neben ihr muß auch die Fläche (oder Strecke) gesehen werden, über die sich die Pflanzen verteilen (*Verteilungsfläche*). Erst wenn beide Aspekte zusammen betrachtet werden, soll im folgenden von *Bestandesgröße* gesprochen werden.

1.2.1. Einheiten der Pflanzenmengenschätzung

Schwierigkeiten setzen ein, sobald objektive, vergleichbare Angaben zur Bestandesgröße gemacht werden sollen. Die bei pflanzensoziologischen Aufnahmen gebräuchlichen, auf die Aufnahmefläche bezogenen (relativen) Mengenangaben (Deckungsprozente, Armmächtigkeiten) lassen sich nicht verwenden; es sind absolute Größenangaben erforderlich. Zunächst wäre daran zu denken, einfach die Zahl der Individuen zu erheben, ist das Individuum als selbständiger, zur Reproduktion fähiger Organismus doch der grundlegende, natürliche Baustein des Pflanzenbestandes. In vielen Fällen, z. B. bei herdenwüchsigen und stockbildenden Sippen, ist es jedoch nicht möglich, die Grenze zwischen einzelnen Individuen zu ziehen, dies um so mehr, als nur die oberirdischen, ohne weiteres sichtbaren Pflanzenteile für die Ansprache herangezogen werden können. Nur wo diese eindeutig distinkten Pflanzen zugeordnet werden können ist es berechtigt, von Individuenzahlen zu sprechen.

Prinzipiell immer möglich wäre es dagegen, auf zählbare Einheiten ganz zu verzichten und dafür generell die flächenhafte Entfaltung der Bestände festzustellen. Die Vorstellung, die von kleinen Solitärpflanzen wie *Orchis morio* oder *Gentiana utriculosa* eingenommene Fläche zur Kennzeichnung ihrer Bestandgröße zu verwenden, wird man jedoch als ziemlich abwegig empfinden. In vielen Fällen ist es viel naheliegender und erheblich weniger arbeitsaufwendig, auf zählbare Einheiten zurückzugreifen. Man wird also zweckmäßig Anzahl- und Flächenerhebung nebeneinander zulassen. Autoren wie FINK oder HAEUPLER & GARVE tragen dem Rechnung. – Die denkbare Schätzung anderer Mengenparameter, z. B. der Biomasse, gestaltet sich zu aufwendig, als daß sie hier näher betrachtet werden müßte.

Als Einheiten für die *anzahlmäßige Pflanzenmengenerfassung* kommen v. a. in Betracht

- das Individuum (die Pflanze), wo auch im engen Bestand gleichartiger Individuen eine eindeutige Grenzziehung zwischen den Einzelpflanzen ziehbar ist (im wesentlichen nur einsprossige Sippen)

- der einzelne oberirdische Laub-, Blüten- oder Fruchtsproß als subindividuelle Einheit bei wenig-sproßigen Individuen (z. B. bei *Epipactis palustris*, Abb. 9; *Polygonatum multiflorum*, *Neottia nidusavis*)

- der *kompakte Sproßverbund* vieler mehrsprossig aus dem Boden austretender Sippen, bei dem sich nicht immer einfach entscheiden läßt, inwieweit ein eintwicklungsbedingter Zerfall in Einzelindi-

duen oder der Einbau von Tochterpflanzen stattgefunden hat. Wichtige Ausprägungsformen sind der *Horst* bei Gräsern, der *Stock* (das Stöckchen) und das Kugelpolster bei Kräutern sowie der *Busch* bei (caespitosen) Sträuchern. Wo bei fortschreitender zentrifugaler Ausbreitung von Horsten und Stöcken das Zentrum verödet, entstehen charakteristische *Ringe* (etwa bei *Carex montana*)

- das »*Sproßbüschel*« oder Blattbüschel bei wenig sprossigen Sippen mit \pm lotrecht wachsenden, oft eng benachbarten Luftsprossen. Es umfaßt alle Luftspresse, deren Basen voneinander weniger weit entfernt sind als die »kritische Distanz«, bei deren Überschreiten zwei Luftspresse unmöglich noch zu demselben Individuum gehören können (bei *Leucojum vernum*, Abb. 1, z. B. ca. 10 cm)

- die deutlich *abgesetzte Sproßgruppe* (z. B. Rosetengruppe, »*Nest*«), wo bei sprossigen Sippen mit lockerer Wuchsweise schwer erkennbar ist, ob eng benachbarte Sprosse einem Individuum angehören oder sekundär selbständige, durch vegetative Vermehrung an unterirdischen Pflanzenteilen entstandene Tochterindividuen oder aus frei bewegbaren Diasporen hervorgegangene selbständige Pflanzen darstellen. Zur Sproßgruppeneinheit werden alle Sprosse zusammengefaßt, deren Umrißflächen (s. u.) sich berühren oder überlappen. - Eine zum kompakten Sproßaggregat vermittelnde Ausbildung verkörpert das Flachpolster.

Die *Flächengröße* als Ausdruck für eine Pflanzenmenge ist eine komplexe Funktion aus Individuenzahl, sippenspezifischen Größen- und Wuchsformverhältnissen und (bei Mehrjährigen und Ausdauernden) dem Alter der Individuen. Die geschätzten Flächen können unterschiedlicher Natur sein. Wenn z. B. HAEUPLER & GARVE die zu erfassende Fläche auf ihrem Meldeformular »EG« (s. u.) zunächst als »von der Sippe bedeckte Fläche« und in der nächsten Zeile als »bewachsene Fläche« bezeichnen, so ist dies sicher nicht ganz korrekt. Die *Deckungsfläche* im pflanzen-

soziologischen Sinn, als vertikale Projektion aller oberirdischen Pflanzenteile auf die Unterlage, stellt oft eine komplizierte geometrische Figur dar. Ihre Schätzung ist im Vergleich mit dem Gebrauch der beiden folgenden *Flächenarten* recht aufwendig und wird hier nicht weiter in Betracht gezogen.

Unter *Umrißfläche* soll hier die Fläche verstanden werden, die sich innerhalb der Linie befindet, die die vertikal auf die jeweilige Geländeoberfläche projiziert gedachten oberirdischen Vegetationsorgane umfährt, wobei als zusätzliche Bedingung festgelegt sei, daß diese Umrißlinie keine konkaven Abschnitte aufweisen darf. Die Umrißfläche erhält so eine rechteckartige oder polygonale Gestalt, deren Flächeninhalt leicht schätzbar ist und die in einem günstigeren Verhältnis zur Gesamtausdehnung des Vegetationskörpers steht (die unterirdischen Organe eingeschlossen) als die Deckungsfläche. Die als Umrißflächengrenzen maßgeblichen Umrißlinien werden über drei Schritte erhalten:

1. Umschreibung jedes einzelnen Luft- bzw. Wassersprosses durch gerade Umrißlinien ohne einspringende Ecken. Ausgedehntere Sproßsysteme werden als Einheit betrachtet und dann mit einer Linie umfahren, wenn die Verbindung der einzelnen Sproßteile durch oberirdisch verlaufende Achsenabschnitte offenkundig ist (Abb. 2 unten).

2. Wo die Umrißlinien benachbarter Sprosse überlappen: Zusammenfassung durch eine neue, gemeinsame Umrißlinie ohne konkave Abschnitte.

3. Wo die gemeinsame Umrißlinie die Umrißlinie weiterer Sprosse schneidet, werden auch diese vollständig in eine neue Figur ohne einspringende Ecken integriert (mittlere Sproßgruppe Abb. 2. oben) und so fort. Das Ergebnis ist die maßgebliche *Umrißflächen-grenze*.

Die Umrißfläche bietet sich für die Flächenschätzung vor allem an

- bei Sippen, die mehrere, abstehend beblätterte oder verzweigte und durch mäßig lange plagiotrope Sproß-

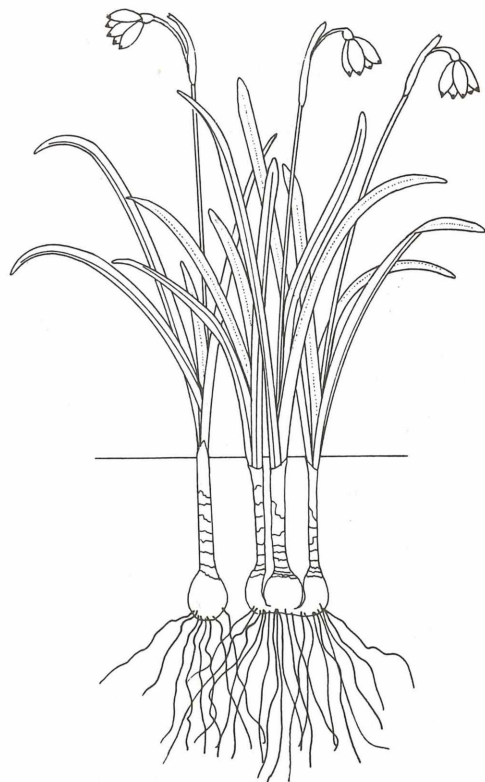
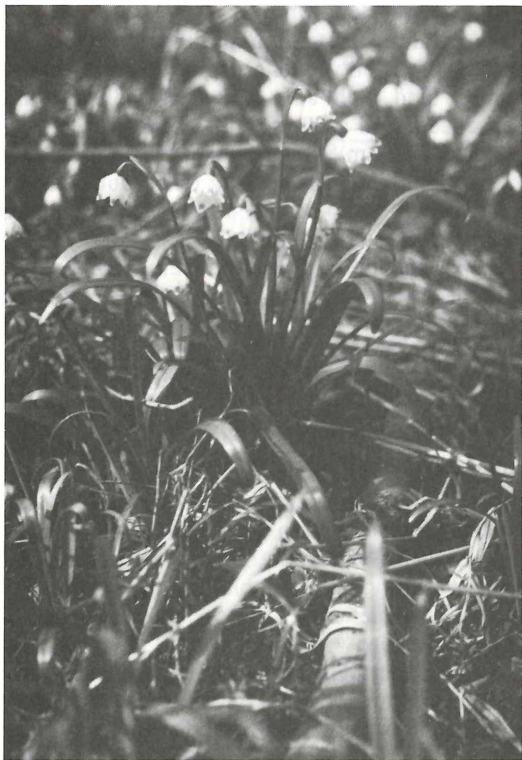


Abbildung 1:

LEUCOJUM VERNUM L. (Wuchsformtyp 3.1.1b): Nach den oberirdischen Pflanzenteilen läßt sich nicht entscheiden, zu wievielen Individuen die Sproßgruppe gehört. Ausweg: »Sproßbüschel« als Einheit der anzahlmäßigen Pflanzenmengenschätzung. (25.3.1980, Kalteneuen bei Rosenheim).

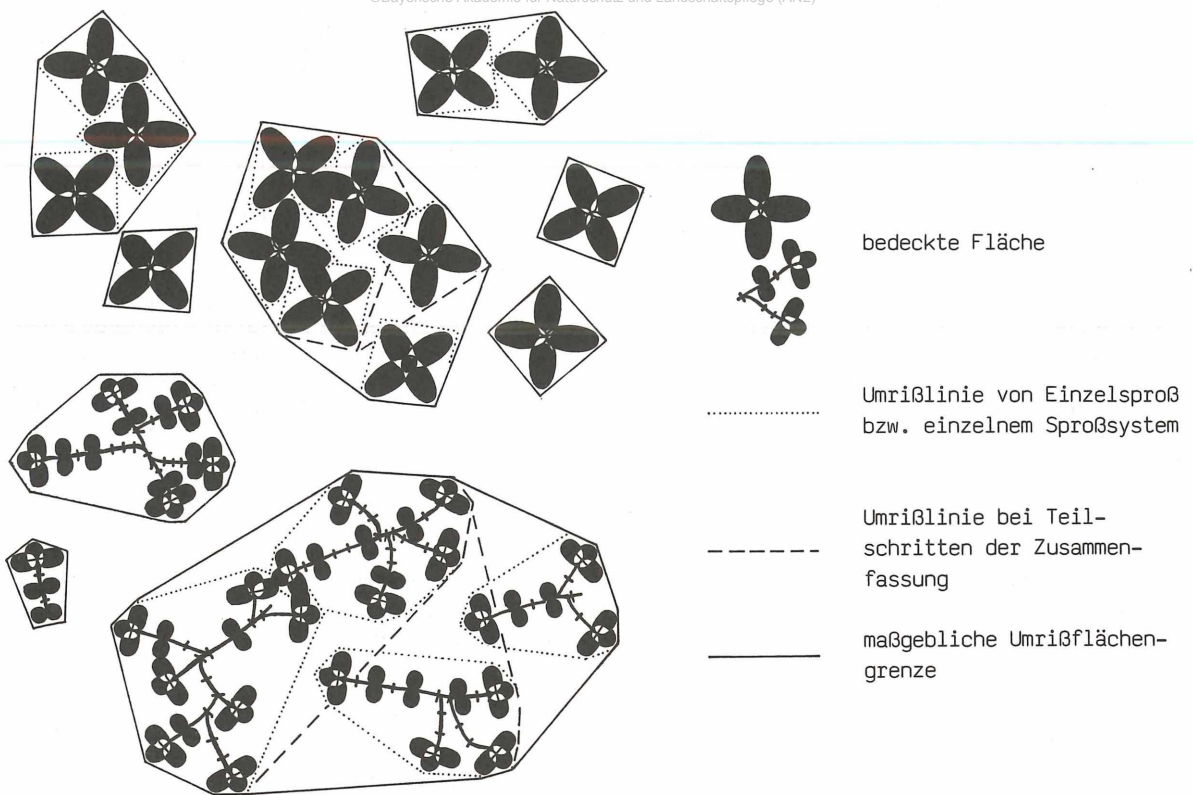


Abbildung 2

Umrißflächenermittlung bei einer Pflanze mit anisotropen, unterirdischen Grundachsen (oben) und einer Pflanze mit deutlich erkennbarer, oberirdischer Achsenverzweigung (unten).

abschnitte verbundene orthotrope Sprosse besitzen (z. B. *Arnica montana*, *Calluna vulgaris*)

- bei Bäumen, die in verschiedenen Vegetations-schichten vorkommen können (Addition der Umriß-flächen aller Individuen zu Gesamtwert)¹

- bei Schlingpflanzen (z. B. Hopfen: ausgreifendes Wachstum der Luftsprosse).

Zur Mengenerfassung von reichsprossigen Sippen mit langen, verzweigten, horizontalen Grundachsen (schwer überschaubare Sproßsysteme; Kriechpflanzen, Teppichbildner) und von »bestandbildenden« Hydrophyten mit flexibler Anordnung der von der Luft aus erkennbaren, distalen Abschnitte der Pflanzenkörper drängt sich eine Flächenschätzung auf, die das zwischen den Sprossen vorhandene Netz verdeckter Verbindungen und damit die scheinbar unbewachsenen Zwischenflächen einbezieht. Diese zweite Flächenart - sie sei »besiedelte Fläche« genannt - muß möglichst universell definiert werden, so daß sie ausladenden orthotropen Luftsprossen ebenso gerecht wird, wie binsenförmigen Trieben oder gänzlich liegenden Sproßachsen.

Eine besondere Schwierigkeit ergibt sich aus dem sehr großen Spielraum möglicher *Sproßdichten*, der nicht nur zwischen verschiedenen Sippen besteht, sondern auch zwischen den einzelnen Wuchsorten eines Taxons. Eine Möglichkeit wäre die Reduzierung der konkreten Fläche mittels eines dichteabhängigen Faktors auf eine fiktive Fläche mit sippenspezifisch festgelegter *Bezugsdichte*. Verhältnismäßig eindeutig wäre es, dafür die größte beobachtete Bestandesdichte eines Taxons zu wählen. Diese müßte jedoch erst gezielt ermittelt werden. Vorteilhafter wäre die Festlegung einer *Bezugsdichte* nach metrischen Eigenschaften oder oberirdische Sprosse. Brauchbare Werte lieferte eine Hilfskonstruktion, die einen bestimmten *Schlußgrad* vorgibt: Bei kreisförmigen

Sproßquerschnitten ist infolge toter Winkel ein 100%iger Schlußgrad erreicht, wenn 90.69% der Fläche von den Sproßquerschnitten bedeckt werden. Ein 1%iger Schlußgrad als Bezugsdichte entspricht dann z. B. einer Fläche von 90.69 cm²/m², die zugehörigen mittleren *Bezugsabstände* zwischen den Sproßzentren betragen dann das Zehnfache des maximalen Durchmessers des beblätterten Sproßes (zur Zeit der phänologischen Maximalentfaltung). Sie liegen in einer brauchbaren Größenordnung.

Dieses Verfahren läßt sich allerdings nur dort verwenden, wo gut entwickelte orthotrope Luftsprosse vorhanden sind, nicht aber, wo die Sproßhaupt- und Nebenachsen zum großen Teil horizontal verlaufen oder wo es sich um Schwimmblattpflanzen handelt. Hier soll daher ein anderer Weg eingeschlagen werden. Danach wird die besiedelte Fläche als aus zwei *Komponenten* bestehend betrachtet:

a) der Fläche, die sich innerhalb einer Linie befindet, die alle Sprosse umfährt, deren Zentren höchstens einen festzulegenden *kritischen Sproßabstand*¹ voneinander entfernt sind. Diese Grenzlinie der besiedelten Fläche soll die Umrißlinie jener randlichen Sprosse verbinden, deren Zentren jeweils möglichst weit, aber nicht weiter als der kritische Abstand, auseinandergerückt sind (vgl. Erläuterungen zu Abb. 4)

b) der Umrißflächensumme jener Sprosse, die von den nächst benachbarten Sprossen weiter als der Maximalabstand entfernt sind. Bei zweischneidiger Sproßverzweigung bzw. Beblätterung wird ersatzweise die Kreisfläche mit $r = 0,5 \times$ Querkomponente b (s. u.) verwendet.

Der absolute Sproßabstand von Siedlungen der hier betrachteten Pflanzengruppen wird v. a. von der horizontalen und der vertikalen bzw. der längs und quer orientierten Entfaltung der Pflanzen bestimmt. Die gemeinsame Betrachtung beider Ebenen ermöglicht

¹) Bäume wie die Eibe, die gegenwärtig nur selten zur Verjüngung gelangen, werden hingegen einfacherhalber anzahlmäßig geschätzt.

¹) Bei Schwimmblattpflanzen ist der Sproßabstand sinngemäß auf Blattmittelpunkte, bei schwimmenden Rosetten auf deren Mittelpunkte zu beziehen.

benachbarter Pflanzen einschließt, ganz unterschiedliche Sproßdistanzen beachtet werden müßten (minimaler Abstand bei paralleler Anordnung, maximaler bei richtungsgleicher Aneinanderreihung).

Längs- und Querkomponente müssen für die verschiedenen Wuchsformtypen teppichwüchsiger, rasiger, kriechender oder wasserlebender Pflanzen unterschiedlich definiert werden (Beispiele in Tab. 1; Farnwedel werden einfachheitshalber wie Luftspresse behandelt):

- a) Land- und Sumpfpflanzen
 aa) Pflanzen mit langgestreckter *unterirdischer* oder verdeckter Grundachse und orthotropen Luftsprossen oder Farnwedeln
 aaa) Luftspresse unverzweigt und ohne abstehende Beblätterung (halmartig)
 aaaa) Luftspresse einzeln stehend (Wuchsformtyp 5.2.3d der Tab. 2): a = Halmhöhe, b = Deckungsflächendurchmesser
 aaab) Luftspresse gebündelt austretend (Wuchsformtyp 5.2.3 p.p.)
 aaaba) Halmanordnung innerhalb eines Bündels in einer Ebene (zweischneidig) a = Pflanzenhöhe b = halber Abstand der terminal stehenden Sprosse
 aaabb) Halm innerhalb eines Bündels nach mindestens drei Richtungen divergierend
 a = Pflanzenhöhe b = Durchmesser des Deckungsflächenumkreises; natürliche Triebstellung und -gestalt maßgeblich
 aab) Farnwedel und verzweigte oder abstehend beblätterte Luftspresse einzeln oder gebündelt austretend (Wuchsformtypen 1.1.2, 1.2.6 und 5.2.3 p.p.)
 aaba) Luftspresse mit zweizeiliger (in einer Ebene liegender) Beblätterung und/oder Verzweigung sowie Farnwedel mit \pm lotrechter Blattrippe: a = Pflanzenhöhe b = halbe Länge der Deckungsfläche
 aabb) abstehend, aber nicht zweizeilig beblätterte oder verzweigte Luftspresse sowie Farnwedel mit \pm horizontaler Rhachis: a = Pflanzenhöhe b = Deckungsflächendurchmesser¹
 ab) Pflanzen mit langen, kriechenden, *oberirdisch* angelegten Sproßachsen oder Sproßachsen im Boden verlaufend, dann aber ausgesprochen orthotrope Sprosse fehlend
 aba) neben liegenden Achsen ausgesprochen orthotrope Sprosse vorhanden (Wuchsformtypen 4.2.3 und 4.2.4): a = Jahreszuwachs eines kriechenden Achsenabschnitts b = Jahreszuwachs eines orthotropen Triebes
 abb) Blatt- und Infloreszenzstiele \pm unmittelbar an der liegenden, höchstens an der Spitze aufsteigenden, Grundachse entspringend (Wuchsformtyp 4.2.6):
 a = Jahreszuwachs der kriechenden Achse b = Länge von Blattstiel zuzüglich in die Stielebene geklappter Blattspreite oder Länge der Infloreszenz samt Stiel

- b) Wasserpflanzen
 ba) teppichbildende Litoralpflanzen (Wuchsformtyp 7.1.2): Behandlung wie vergleichbare Landpflanzen
 bb) eigentliche Wasserpflanzen
 bba) mehrrosettige Schwimmpflanzen (Wuchsformtyp 7.3.1b): a = Horizontaler Streckung einer Pflanze b = Rosettendurchmesser
 bbb) Schwimmosettenpflanzen: Rosetten an den Enden im Boden verwurzelter aufstrebender Sprosse (Wuchsformtyp 7.3.2):
 a = Wassersproßlänge b = Rosettendurchmesser
 bbc) lang verzweigte, *unter* der Wasseroberfläche schwimmende Pflanzen (Wuchsformtyp 7.4.2): a = Horizontaler Streckung einer Pflanze b = Länge emerger Sproßabschnitte (Blüten-/Fruchtsproß)
 bbd) Schwimmblattpflanzen
 bbda) ohne aufwärtsstrebende Wassersprosse; Blatt- und Blütenstiele unmittelbar den Erdsprossen entspringend: (Wuchsformtyp 7.5.0):
 a = Blattstiellänge b = größter Schwimmblattdurchmesser
 bbdb) Schwimmblätter an aufsteigenden Wassersprossen sitzend (Wuchsformtyp 7.6.1): a = Länge des Wassersprosses b = größter Schwimmblattdurchmesser
 bbe) nur submers beblätterte Wasserpflanzen mit aufsteigenden Wassersprossen: (Wuchsformtyp 7.6.2): a = Länge des Wassersprosses b = größter Deckungsflächendurchmesser
eines lotrecht angeordneten Sproßastes mit vertikal dazu im Wasser ausgebreiteter Beblätterung

Der Möglichkeit, die maximalen Sproßabstände bestandesweise zu erheben, wird hier die pauschale, sippenspezifische Fixierung vorgezogen. Zugrundegelegt werden die Verhältnisse bei gut entwickelten Pflanzen. Die Maße der beiden Ebenen a und b werden im Zustand der jeweiligen phänologischen Maximalentfaltung genommen. Blüten- und Fruchtstände werden wie vegetative Pflanzenteile behandelt. Die Hauptachsen schiefer oder gekrümmt wachsender Luftspresse werden zum Maßnehmen in die Lotrechte gebracht. Bei der Längskomponente a bleiben über 2 m hinausgehende Werte unberücksichtigt. Beispiele für maximale Sproßabstände ausgewählter Sippen zeigt Tabelle 1.

Angesichts der Willkür, die in dem ganzen Verfahren steckt, darf nicht vergessen werden, daß es nur für verhältnismäßig wenige Fälle relevant ist. Dort, wo

¹) Bei aufrechter Sproßverzweigung mit abstehernder Beblätterung sind für die Querkomponente die Maße *eines* (optimal entwickelten) Astes ausschlaggebend.



Abbildung 5

PULMONARIA MOLLIS ssp. ALPIGENA Sauer: Im Gegensatz zu *Pulmonaria officinalis* stockbildende Pflanze mit divergierenden Luftsprossen (Wuchsformtyp 3.2.2a; Aufnahme 14.5.1980, Mangfallauen westlich von Kolbermoor)

Tabelle 1:

Beispiele für »kritische Sproßabstände« zur Abgrenzung der »besiedelten Fläche«

Wuchsformtyp		Beispiel	Längs-komponente a (m)	Querkomponente b (m)*	krit.Abstand (m)** $d_k = \frac{a}{2} + b$	
nach Text	Kenn-Nr. Tab. 2					
aaaa	5.2.3d	<i>Eleocharis mamillata</i>	0,35	0,003	0,20	
aaabb	5.2.3a	<i>Eleocharis quinqueflora</i>	0,15	0,03	0,10	
	7.1.2	<i>Eleocharis acicularis</i>	0,08	0,01	0,05	
	5.2.3b	<i>Equisetum hiemale</i>	1,00	0,20	0,70	
aaba	5.2.3a	<i>Scheuchzeria palustris</i>	0,30	0,06-0,5	0,20	
	5.2.2b	<i>Convallaria majalis</i>	0,25	0,30-0,5	0,30	
	1.1.2	<i>Thelypteris palustris</i>	0,75	0,15-0,5	0,45	
	5.2.3a	<i>Typha latifolia</i>	1,80	0,50-0,5	1,15	
	5.2.3a	<i>Phragmites australis</i>	2,00	80-0,5	1,40	
aabb	5.2.3b	<i>Galium odoratum</i>	0,30	0,10	0,25	
	1.1.2	<i>Gymnocarpium robertian.</i>	0,30	0,25	0,40	
	5.2.3b	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	0,75	0,20	0,50	
	5.2.3b	<i>Equisetum sylvaticum</i>	0,50	0,22	0,50	
	5.2.3b	<i>Equisetum fluviatile</i>	1,30	0,30	0,95	
	5.2.3b	<i>Equisetum telmateja</i>	1,20	0,60	1,20	
	5.2.3b	<i>Thalictrum flavum</i>	1,80	0,45	1,35	
	1.1.2.	<i>Pteridium aquilinum</i> ***	1,80	1,00-0,5	1,40	
	aba	4.2.4	<i>Selaginella helvetica</i>	0,07	0,05	0,08
		4.2.4	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,45	0,10	0,25
	abb	4.2.6	<i>Vaccinium oxycoccos</i>	0,10	0,025	0,08
4.2.2b		<i>Asarum europaeum</i>	0,07	0,20	0,25	
4.2.6		<i>Lysimachia nemorum</i>	0,50	0,05	0,30	
4.2.4		<i>Hedera helix</i> (als Bodenpflanze)	0,50	0,15	0,40	
4.2.6		<i>Calla palustris</i>	0,50	0,45	0,70	
bba	7.3.1b	<i>Hydrocharis mors.-r.</i>	0,70	0,15	0,50	
bbc	7.4.2	<i>Utricularia vulgaris</i>	1,50	0,20	0,95	
bbda	7.5.0	<i>Nuphar lutea</i>	2,00	0,35	1,35	
bbdb	7.6.1	<i>Potamogeton natans</i>	2,00	0,10	1,10	
bbe	7.6.2	<i>Potamogeton pusillus</i> ****	0,90	0,08	0,55	
	7.6.2	<i>Myriophyllum vertic.</i>	2,00	0,09	1,10	

*) bei zweischneidiger Beblätterung wird der Quer-Meßwert halbiert **) aufgerundete Arbeitswerte
 ***) Betrachtung von senkrecht gestrecktem Wedel ****) Querkomponente: Ast m. vertikal gest. Blätt.

es nicht dazu dienen soll, exakte Werte über die Pflanzenmenge zu liefern, sondern lediglich eine befriedigende Einordnung in eine Pflanzenmengensklasse zu ermöglichen (s. u.), genügt eine überschlagsmäßige Taxierung des Entfernungsaspektes, die die Arbeit kaum erschwert. – Gelegentlich kommt es vor, daß eine Sippe in zwei Erscheinungsformen auftritt, die unterschiedlich behandelt werden müssen (*Nuphar lutea*: in eutrophen Gewässern Schwimmblattpflanze: Einheit besiedelte Fläche, in oligotrophen Klarwasserseen oft nur mit submersen Blattrosetten vorkommend: Einheit Umrißfläche).

1.2.2. Wuchsformtypen

Vor jeder Pflanzenmengenerfassung sollte verbindlich festgelegt werden, in welchen Einheiten ein bestimmtes Taxon geschätzt werden soll. Dies erfordert Kenntnisse über seine wuchsmorphologischen Eigenschaften. Signifikante Unterschiede der Wuchsform bestehen nicht nur zwischen Arten einer Gattung, sondern auch zwischen einander sehr nahestehenden Klein- bzw. Unterarten (*Lamiastrum montanum*: einwurzelnde Bogensprosse, *L. flavidum*: ± anisotrope Grundachsen), ja selbst noch auf unterstem taxonomischem Niveau (vgl. *Ribes rubrum* L. var. *rubrum* ohne und var. *sylvestre* (LAM.) DC. mit Kriechsprossen).

Für die (wuchsartabhängige) Zuordnung Taxon – Einheit und damit für die Begründung der Wahl bestimmter Modi der Pflanzenmengenschätzung ist es hilfreich, die Pflanzen nach Wuchsmerkmalen typenweise zu gruppieren. Eine zentrale Rolle spielt dabei der Zusammenhang der oberirdischen, sichtbaren Sproßabschnitte mit dem pflanzlichen Gesamtorganismus im Verlauf der Ontogenese. Dabei sind die Verhältnisse entscheidend, die sich im engen räumlichen Kontakt optimal entwickelter, artgleicher Individuen ergeben. In Tab. 2 wurde eine Klassifizierung von Gefäßpflanzen nach *Wuchsformtypen* für die Pflanzenmengenschätzung versucht. Auf Vorbilder konnte hierbei nicht zurückgegriffen werden. Die bewährte Klassifizierung der pflanzlichen *Lebensformen* (nach der Lage der Überdauerungsorgane in Bezug zur Bodenoberfläche) berücksichtigt die hier erforderlichen Kardinalkriterien, nämlich das Vorkommen und die Beschaffenheit plagiotroper Sproßabschnitte, nur in Einzelfällen und auch dort meist nur zur Gliederung der untergeordneten Gruppen und ohne die notwendige Differenziertheit. Entsprechend der konträren Zielsetzung dienen im eigenen Wuchsformtypensystem Lebensformtypen nur als Mittel einer Untergliederung von Hauptgruppen. Dafür ergeben sich wertvolle Hinweise aus der grundlegenden Arbeit von RAUNKIAER (1934) und der detaillierten neueren Übersicht der Lebensformtypen von ELLENBERG & MÜLLER-DOMBOIS (1967), insbesondere der darauf fußenden Variante, die SCHIEFER (1981) auf Grünlandpflanzen anwendete und die zusätzlich das Vorhandensein und die Länge plagiotroper Grundachsen oder Ausläufer berücksichtigt. Selbstverständlich lassen sich nicht alle Pflanzen in das Schema pressen. Vor allem dort, wo die Grenze zwischen verschiedenen Typen nach der quantitativen Ausprägung bestimmter Merkmale gezogen wurde (insbesondere nach der Länge plagiotroper Grundachsen), gibt es ein breites Mittelfeld nur mit einer gewissen Willkür der einen oder anderen Seite zuzuordnender Sippen (so steht *Milium effusum* mit stark aufgelockerten Horsten zwischen den Typen

3.3.3b und 5.1.3.b, *Hypericum hirsutum* mit sehr lockerwüchsigen Stöcken zwischen 3.2.3a und 5.1.3a). Andererseits gibt es Sippen, deren morphologische Plastizität fallweise den einen oder anderen Wuchsformtyp angemessen erscheinen läßt (z. B. *Carex limosa*: Grundachsen ober- oder unterirdisch angelegt, d. h. Typ 4.2.2b oder 5.2.3a relevant). Nicht selten sind Sippen, die überwiegend einsprossig, daneben aber auch regelmäßig mehrsprossig wachsen. Hier sind die Verhältnisse bei mehrsprossigen Pflanzen entscheidend. Manchmal besitzt auch eine Pflanze gleichzeitig Schlüsseleigenschaften verschiedener Typen (z. B. *Liparis loeselii*: sowohl Weichselknollenpflanze, Kennnummer 2.2.1, als auch einsprossige Rhizompflanze, Kennnummer 2.2.2d; zudem selten auch zweisprossig).

Schließlich wird die sippenspezifische Morphologie oft durch besondere Standortverhältnisse verwischt. So verlieren Horste und Stöcke ihr typisches, kompakt wirkendes Erscheinungsbild, wenn Sedimentablagerungen (Auenbereiche), Gesteinsschutt (Halden), Moose oder Torf (Moore) einzelne Luftsprosse separieren (vgl. die rasige »*dissoluta*«-Modifikation der an sich horstwüchsigen *Carex elata* in Kalk-Niedermooren).

1.2.3. Aggregationstypen

Bei Sippen, deren Populationen aufgrund des Wuchsformtyps von vornherein flächenmäßig erfaßt werden, ist der Umfang der Populationen für die Schätzweise belanglos. Wo dagegen Pflanzen »bestandbildend« auftreten, die in anzahlmäßig schätzbaren Einheiten wachsen, ist es einfacher, zumindest von einem gewissen Punkt ab, von der anzahlmäßigen zur flächenhaften Pflanzenmengenerfassung überzugehen. Dies gilt besonders dann, wenn der Kontakt zwischen den an sich selbständigen Individuen so eng ist, daß die Umrißlinien ihrer Deckungsflächen verschmelzen. Derartig dichte Pflanzenbestände werden im folgenden als *Pflanzenaggregate* bezeichnet.

Zur Aggregation kann es durch die Anhäufung frei bewegbarer Diasporen kommen. Dies ist besonders der Fall, wenn wirksame Weitstreckenverbreitungsmittel fehlen, so bei Auto- und Myrmekochoren, aber auch bei Hydrochoren (Spülsäume!). Kleine Aggregate entstehen rasch dort, wo im basalen Sproßachsenbereich oder an Wurzeln eine Mehrzahl (lagefixierter) Innovationsorgane angelegt werden. Sehr verbreitet ist die Aggregation infolge Fragmentation alternder Grundachsen. Besonders ausgedehnte Aggregate bilden sich dort, wo zwei oder mehr der genannten Möglichkeiten zusammentreffen, etwa bei vielen Pflanzen mit kriechenden Grundachsen (Überlagerung von ausgreifendem klonalem Wachstum und Fragmentation; vgl. auch das Beispiel von *Allium ursinum*, Abb. 7, wo vegetative Vermehrung und Ballochorie gemeinsam auftreten).

Nach der im regionalen Bezugsraum erreichten Aggregatgröße bzw. ihrer »Aggregationsneigung« können die Sippen folgenden *Aggregationstypen* zugeordnet werden:

a0 = *solitär Wachsende*: Wuchseinheiten (Individuen bzw. kompakte Sproßverbände wie Horst, Stock, Busch, Kugelpolster) in der Regel isoliert stehend (z. B. *Daphne mezereum*, *Platanthera bifolia*)

a1 = *Nestbildner*: Wuchseinheiten regelmäßig kleingruppenweise vereinigt (z. B. *Drosera rotundifolia*, *Pinguicula alpina*, Abb. 6)

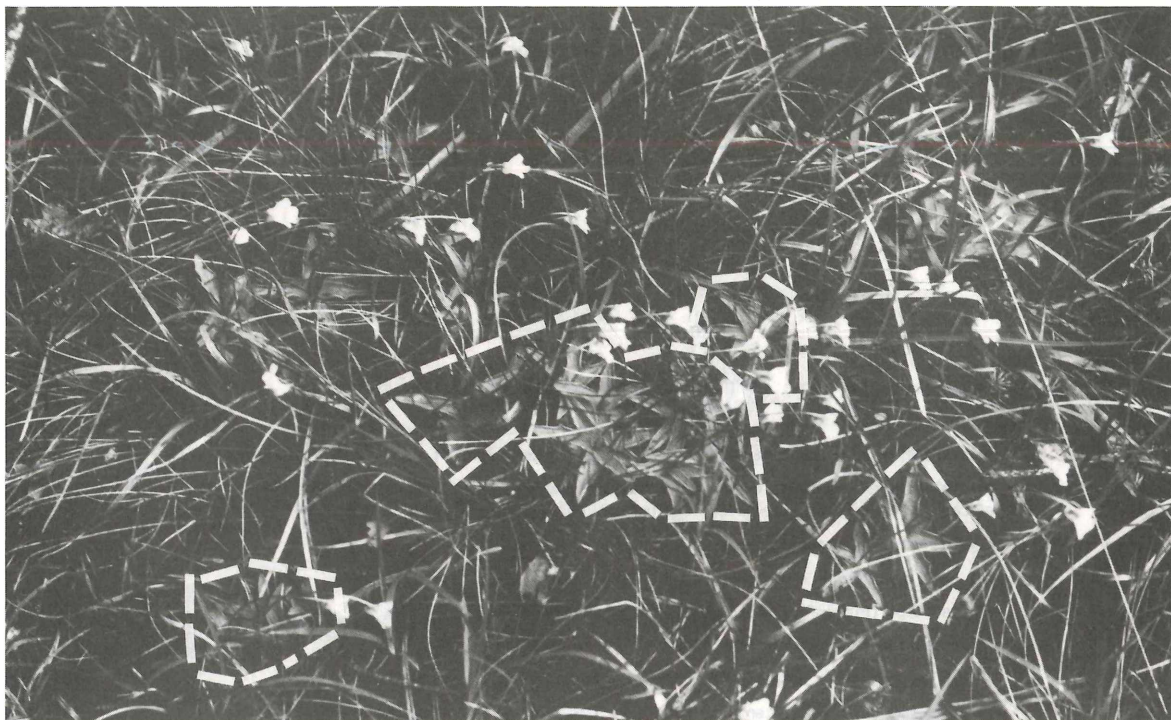


Abbildung 6

PINGUICULA ALPINA L.: Die Individuen wachsen oft in Kleinaggregaten (»Nester«, »abgesetzte Pflanzengruppen«; vgl. Markierung), die als Einheit der anzahlmäßigen Pflanzenmengenschätzung gewählt werden können (Wuchsformtyp 2.2.2b, Aggregationstyp a1). – Aufnahme 19.5.83, Quellsumpf zwischen Albaching und Marsmeier.



Abbildung 7

ALLIUM URSINUM L.: Die ein- bis wenigsprossigen Individuen (Wuchsformtyp 3.1.1b) bilden reichlich Samen, die infolge fehlender Fernverbreitungsmittel (Ballanemochorie) weitgehend am Ort verbleiben, wo sie nach dem Abwelken der Laubblätter auf ± nacktem Boden günstige Keimbedingungen antreffen. Dadurch entstehen oft **ausgedehnte Herden** (Aggregationstyp a3). – Aufnahme 21.5.80, Bad Aibling.

a2 = *Fleckenbildner*: Wuchseinheiten verschmelzen nicht selten zu mäßig großen Aggregaten (z. B. *Dryopteris filix-mas*, *Pulmonaria officinalis*)

a3 = *Herdenbildner*: Sippen, die im Optimum ausgedehnte, ± einartige Bestände bilden (z. B. *Carex elata*, *Mercurialis perennis*).

Wenn prinzipiell *anzahlmäßig schätzbare* Sippen aggregatweise wachsen, wird der Aggregationstyp a1 mit der Einheit »Nest« oder »Pflanzengruppe« weiterhin anzahlmäßig erhoben, bei den Typen a2 und a3 hingegen die Umrißfläche.

Gefäßpflanzengruppierung nach der Wuchsform als Grundlage für die Pflanzenmenschätzung

A. Land- und Sumpfpflanzen

Kenn- nummer		Schätzmodus und -einheit
	1. Luftsproßlose Farne (Rhizom Sproßachse, Wedel Laubblatt)	Z Anzahl-Schätzung F Flächenschätzung (vgl. Abschnitt 1.2.4.2.)
	1.1. Geophyten	
1.1.1	armblättrige, kurzrhizomatose Sippen (z.B. <i>Ophioglossum vulgatum</i>)	Z: Blattbüschel
1.1.2	+ reichblättrige Sippen mit verlängerten, verzweigten Rhizomen (z.B. <i>Gymnocarpium dryopteris</i> , <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Pteridium aquilinum</i>)	F: besiedelte Fläche
	1.2. Hemikryptophyten und Chamaephyten	
	Wedel ± rosettig angeordnet	
1.2.1	einrosettige (einköpfige) Farne (z.B. <i>Polystichum aculeatum</i>)	Z: Pflanze
	mehrrösettige bzw. mehrköpfige Farne	
1.2.2	a) mit enggedrängten Rosetten (z.B. <i>Dryopteris filix-mas</i> , <i>D. affinis</i>)	Z: Stock
1.2.3	b) mit mäßig weit entfernten Rosetten (z.B. <i>Blechnum spicant</i> , <i>Thelypteris limbosperma</i> , <i>Cystopteris fragilis</i>)	Z: Rosettenbüschel, Stock
1.2.4	c) mit durch lange Rhizomabschnitte separierten Rosetten (z.B. <i>Matteucia struthiopteris</i>)	F: besiedelte Fläche
	Wedel in ± gestreckt-gestaffelter Anordnung	
1.2.5	Rhizom kurz, nicht oder nur kurz verzweigt; Wedel gedrängt (z.B. <i>Asplenium trichomanes</i> , <i>A. ruta-muraria</i> , <i>Dryopteris cristata</i>)	Z: Blattbüschel, Stock
1.2.6	Rhizom gestreckt, Wedel locker stehend (z.B. <i>Polypodium vulgare</i>)	F: besiedelte Fläche
	2. Einsprossige Phanerogamensippen: regelmäßig nur ein (nur an einer Stelle bewurzelter) ± orthotroper Luftsproß. Wenn verzweigt, dann erst über der Erdoberfläche. Sproßzahl < Individuenzahl.	
	Ausläufer, Bogensprosse oder Tochterzwiebeln, die vor der Lösung der Verbindung mit der Mutterpflanze keine oder höchstens unscheinbare Luftsprosse entwickeln, können vorhanden sein: Kennzeichnung durch < ("kleiner als") hinter der Kennnummer, z.B. <i>Adoxa moschatellina</i> 2.2.2d<, <i>Scirpus radicans</i> 3.3.3b<, <i>Gagea lutea</i> 2.2.2b<	
2.1.0	2.1. Therophyten i.e.S.: Einjährige und Einjährig-Überwinternde (z.B. <i>Erophila verna</i> , <i>Centaurium erythraea</i> , <i>Impatiens glandulifera</i>)*	Z: Pflanze
	2.2. Zwei- und mehrjährige hapaxanthe sowie ausdauernde pollakanthe Sippen	
2.2.1	Wechselknollenpflanzen: jährlich fast völlige Erneuerung des ganzen Vegetationskörpers (z.B. <i>Orchis militaris</i> , <i>Ranunculus bulbosus</i> , <i>Colchicum autumnale</i>)	Z: Pflanze
	Sippen mit jährlicher Erneuerung der oberirdischen Abschnitte des Vegetationskörpers (Geophyten p.p., Hemikryptophyten p.p.)	
2.2.2a	Dauerknollenpflanzen (z.B. <i>Corydalis cava</i>)	Z: Pflanze
2.2.2b	Zwiebelpflanzen a) mit b) ohne Tochterzwiebelbildung (z.B. a) <i>Lilium martagon</i> ; b) <i>Gagea lutea</i> , <i>Pinguicula vulgaris</i>)	Z: Pflanze
2.2.2c	Pflanzen mit ausgeprägtem Primärwurzelsystem; Rübenpflanzen (insbes. hapaxanthe) (z.B. <i>Daucus carota</i> , <i>Carlina vulgaris</i> , <i>Oenothera biennis</i>)	Z: Pflanze
2.2.2d	Rhizompflanzen (z.B. <i>Listera ovata</i> , <i>Adoxa moschatellina</i>)	Z: Pflanze
2.2.2e	Sonstige, insbes. Sippen ohne besonders entwickelte Speicherorgane (z.B. <i>Drosera rotundifolia</i>)	Z: Pflanze
2.2.3	Sippen mit jährlicher Erneuerung bodenfernerer Luftsproßabschnitte (Chamaephyten)	Z: Pflanze
	Einstämmige Holzgewächse (ohne Fähigkeit zur Wurzelsprossung)	
2.2.4	Sträucher (<i>Daphne mezereum</i>)	Z: Pflanze
2.2.5	Bäume (z.B. <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Quercus robur</i>)	F: Umrißfläche

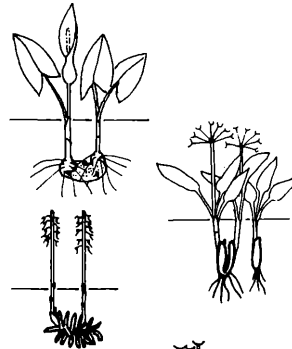
Quellen: RAUNKIAER 1934, TROLL 1937 - 1942 und 1954, HEGI 1912 - 1983, OBERDORFER 1983; eigene Beobachtungen

*) Sippen, bei welchen (wie bei *Circaea alpina*) die Altpflanze in der Regel im Winter abstirbt und die vegetative Erneuerung aus räumlich separierten, verselbständigten Knollen erfolgt, werden hier (im Gegensatz zu anderen Gepflogenheiten) als einjährig betrachtet!

3. Mehrsprossig wachsende Phanerogamensippen. Primär mit nur einem eng umgrenzten Austrittsbereich der Luftsprosse aus der Erde und einer auf eine Stelle beschränkten Bewurzelung. Sehr kompakte bis mäßig aufgelockerte Sproßverbände. **Ausläufer** etc. können unter den bei 2. genannten Bedingungen vorhanden sein.

3.1. Geophyten

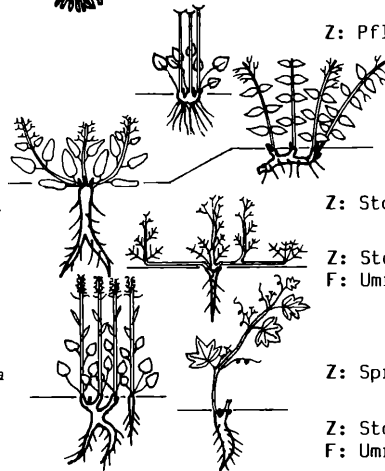
- 3.1.1a mehrsprossige Knollenpflanzen einschließlich solcher, deren unmittelbar dem Mutterorgan ansitzende Tochterknollen beim Austrieb oft noch festgewachsen sind (z.B. *Liparis loeselii*, *Arum maculatum*, *Solanum tuberosum*)
- 3.1.1b mehrzwiebelige Pflanzen (z.B. *Leucojum vernum*, *Allium ursinum*)
- 3.1.1c wenigsprossige Geophyten mit kurzem, früh zerfallendem Rhizom (z.B. *Neottia nidus avis*, *Epipactis purpurata*)



- Z: Sproßbüschel
- Z: Sproßbüschel
- Z: Luftsproß

3.2. stockbildende Rüben- und Rhizomhemikryptophyten

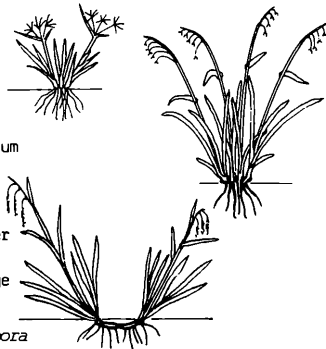
- 3.2.1 Triebbasen sehr eng gedrängt (z.B. *Succisa pratensis*, *Sanicula europaea*, *Aposeris foetida*, *Parnassia palustris*)
± aufgelockerte Wuchsweise
Luftsprosse zumindest an der Basis zentrifugal divergierend oder auf andere Weise die Zugehörigkeit zu einem Stock anzeigend
- 3.2.2a a) Luftsprosse ± aufrecht oder aufsteigend (z.B. *Salvia pratensis*, *Pulmonaria mollis* Abb. 5, *Gentiana asclepiadea*)
- 3.2.2b b) Luftsprosse ± liegend (aber nicht wurzelnd; z.B. *Astragalus glycyphyllos*, *Potentilla supina*)
Luftsprosse ± parallel lotrecht wachsend; gemeinsamer Sproßursprung nicht augenfällig
- 3.2.3a a) Luftsprosse mäßig verlängert (z.B. *Phyteuma spicatum*, *Astrantia major*, *Scorzonera humilis*)
- 3.2.3b b) Luftsprosse stark verlängert, klettrd. (z.B. *Bryonia dioica*)



- Z: Pflanze, Stock
- Z: Stock
- Z: Stock/
F: Umrißfläche
- Z: Sproßbüschel
- Z: Stock/
F: Umrißfläche

3.3. horstbildende Gräser. Ausläufer etc. höchstens in der unter 2. genannten Art)

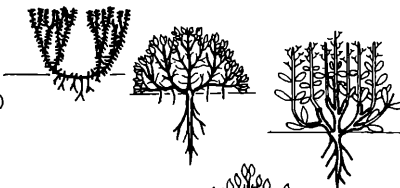
- 3.3.1 Therophytenhorste: Horst ≙ Pflanze (z.B. *Cyperus fuscus*)
Horste zweijähriger bis ausdauernder Gräser
- 3.3.2 Horste bleibend dicht (z.B. *Carex elata*, *Deschampsia cespitosa*)
Horste zumindest bei älteren Pflanzen aufgelockert bzw. im Zentrum abgestorben
- 3.3.3a a) Ringbildung (z.B. *Carex montana*)
- 3.3.3b b) Bildung voneinander abgesetzter Horstteile mit ± zentrifugaler Triebneigung (z.B. *Carex pendula*, *Hordelymus europaeus*, *Eriophorum latifolium*). Wie bei folgendem Typ stufenlose Übergänge zu 5.1.2b!
- 3.3.3c c) kleinbleibende bzw. diffus zerfallende Horste (z.B. *Rhynchospora alba*, *Trichophorum alpinum*)



- Z: Horst, Pflanze
- Z: Horst
- Z: Horst, Ring
- Z: Horst, ursprungs-
gleiche Horstde-
rivate
- Z: Horst/
F: Umrißfläche

3.4. mehrsprossige Chamaephyten

- 3.4.1 cruciat-anisotrope Bärlappgewächse (*Huperzia selago*)
- 3.4.2 Kugelpolster - Pflanzen (z.B. *Androsace helvetica*)
- 3.4.3 Halbsträucher (z.B. *Hyssopus officinalis*)

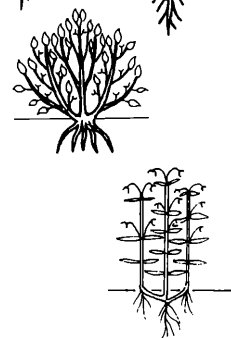


- Z: Ring (Krone)
- Z: Polster
- Z: Busch

3.5. mehrsprossige Phanerophyten

Sträucher

- 3.5.1 Wuchs aufrecht (z.B. *Lonicera xylosteum*, *Viburnum lantana*, *Genista tinctoria*)
- 3.5.2 Wuchs niederliegend-aufsteigend. Durch Überwachsung (sekundär) mehrere separierte Sproßaustrittsstellen (z.B. *Pinus mugo*)
- 3.5.3 ausdauernde Sproßparasiten auf Holzgewächsen (z.B. *Viscum album*)
- 3.6.0 3.6. mehrsprossige Therophyten (jeder grundständige Trieb einer Pflanze basal bewurzelt; z.B. *Bidens cernua*)



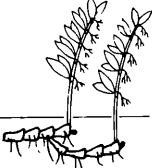




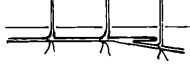



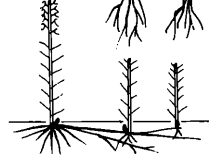
- Z: Busch
- F: Umrißfläche
- Z: Wirtspflanze
- Z: Pflanze, Trieb-
büschel

Fortsetzung von Tabelle 2:

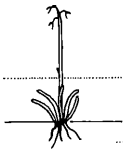
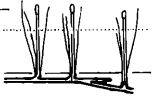

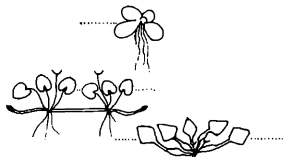
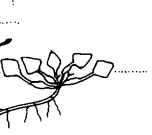
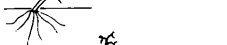

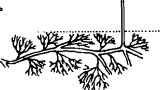


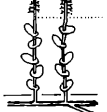
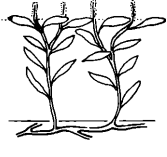
Kennnummer	4. Phanerogamensippen mit mehrfach wurzelnden, primär oder sekundär plagiotropen, + beständigen Sproßachsenabschnitten, die entweder oberirdisch angelegt wurden oder im Substrat kriechen, dann aber keine orthotropen Laubblatt- oder Blütenstängel besitzen.	Schätzmodus und -einheit
4.1.1	4.1. basal umknickende Legesprosse bzw. -halme (z.B. <i>Nasturtium officinale</i> , <i>Salvia glutinosa</i>) beständigere, mindestens bis zur augenfälligen Entwicklung orthotroper Seitensprosse mit der Mutterpflanze verwachsene Bogensprosse *	F: Umrißfläche
4.1.2a	krautige Pflanzen (z.B. <i>Lamium montanum</i>)	F: Umrißfläche
4.1.2b	Sträucher und Halbsträucher (<i>Rubus fruticosus</i> agg. p.p.)	F: Umrißfläche
4.1.3	Sträucher und Halbsträucher mit ± aufsteigend wachsenden, sukzessive basal (proximal) einwurzelnden Trieben (z.B. <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Thymus pulegioides</i> , <i>Helianthemum nummularium</i>)	F: Umrißfläche
4.1.4	Flachpolsterpflanzen (Chamaephyten) mit zahlreichen gestauchten Luftsprossen in enggedrängter Anordnung. Primärwurzelsystem + sproßbürtige Bewurzelung; z.B. <i>Silene acaulis</i>)	F: Umrißfläche/ Z: Polster
4.2. substratoberflächennahes Wachstum basaler Sproßabschnitte primär liegende Sproßabschnitte nur mit Niederblättern oder vereinzelt Laubblättern. Laubblätter und/oder reproduktive Organe an ± orthotropen Sprossen bzw. rosettig an den Grundachsenenden		
4.2.1	Individuen geringer Horizontalausdehnung: Muttersprosse i.d.R. nur mit orthotropen Tochtersprossen 1. - 2. Ordnung durch plagiotrope Seitenachse verbunden (z.B. <i>Viola odorata</i> , <i>V. alba</i> , <i>Dianthus superbus</i>) Individuen optimal entwickelt mit erheblicher Horizontalausdehnung. Plagiotrope Achsen verbinden oft mehrere Triebgenerationen	F: Umrißfläche/ Z: Sproßgruppe
4.2.2a	a) Therophyten (z.B. <i>Limosella aquatica</i>)	Z: Pflanze/F: Umrißf.
4.2.2b	b) Mehrjährige, Ausdauernde (z.B. <i>Antennaria dioica</i> , <i>Asarum europaeum</i>) auch liegende Sproßabschnitte mit zahlreichen Laubblättern. Reproduktive Organe an ± orthotropen Sproßachsen	F: besiedelte Fläche
4.2.3	Spaliersträucher (z.B. <i>Salix retusa</i>)	F: besiedelte Fläche
4.2.4	Krautige Sippen (Hemikryptophyten, Chamaephyten; z.B. <i>Glechoma hederacea</i> , <i>Lycopodium annotinum</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Selaginella helvetica</i>) Laubblätter wie Blütenstandstiele ± unmittelbar an auf oder im Boden kriechenden, höchstens an der Spitze aufsteigenden oder windenden Sproßachsen entspringend; orthotrope Seitensprosse fehlend oder unbedeutend	F: besiedelte Fläche
4.2.5	einjährige windende Sproßparasiten (z.B. <i>Ouscuta europaea</i>)	F: Umrißfläche
4.2.6	Bodenkriecher (z.B. <i>Lysinachia nummularia</i> , <i>Vaccinium oxycoccos</i> , <i>Hydrocotyle vulgaris</i> , <i>Apium repens</i>)	F: besiedelte Fläche
5. Phanerogamensippen mit mehreren ± aufrechten, basal bewurzelten Luftsprossen, die durch längere, unterirdisch wachsende, ± horizontale Erdsproßabschnitte (Rhizome, Grundachsen, beständigere Ausläufer) verbunden sind.		
5.1.1	Sippen mit deutlichem altersbedingtem Sproßhöhengefälle vom Zentrum zu den Rändern einer Pflanze Sippen ohne ausgeprägtes konzentrisches Wuchshöhengefälle	Z: Sproßfolge-Gr./ F: Umrißfläche
5.1.2a	Kräuter (z.B. <i>Arnica montana</i> , <i>Lamium flavidum</i> , <i>Campanula rotundifolia</i>)	Z: Sproßgruppe/ F: Umrißfläche
5.1.2b	Gräser (ohne deutlich zentrifugale Sproßbüschel-Ausrichtung; z.B. <i>Carex hostiana</i> , <i>Calamagrostis varia</i> , <i>Carex alba</i> , <i>C. pulicaris</i>)	Z: Sproßgruppe/ F: Umrißfläche
5.2. Plagiotrope, horizontal gestreckte Erdsprosse		
5.2.1	Erdachsen unmittelbar und entlang größerer Abschnitte laubblatttragend. Zugleich orthotrope Luftsprosse vorhanden (z.B. <i>Polygonum bistorta</i> , <i>Berula erecta</i>) Laubblätter auf distinkte, verdickte Erdachsenabschnitte oder Luftsprosse ± beschränkt oder gänzlich fehlend	F: besiedelte Fläche

*) sowie Pflanzen mit reich beblätterten Bogensprossen

Fortsetzung von Tabelle 2:

Kennnummer			Schätzmodus und -einheit
	(Rhizom-)Geophyten		
5.2.2a	a) Rhizomverzweigungen im Verhältnis zur Ausdehnung der Luftsprosse nur mäßig lang (z.B. <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Euphorbia dulcis</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i>)		Z: Luftsproß/ F: Umrißfläche
5.2.2b	b) Rhizomverzweigungen lang, schlank (z.B. <i>Convallaria majalis</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Polygonatum verticillatum</i>)		F: besiedelte Fläche
	Hemikryptophyten und Chamaephyten mit langen, ± horizontalen Erdsprossen		
	a) nichtwindende Sippen		
	- Luftsprosse gebündelt (a), oder einzeln und verzweigt und/oder abstehend beblättert (b)		
5.2.3a	-- Gräser (z.B. a) <i>Carex gracilis</i> , <i>Eleocharis quinqueflora</i> , b) <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Eriophorum angustifolia</i>)		F: besiedelte Fläche
5.2.3b	-- Kräuter (z.B. <i>Viola palustris</i> , <i>Lysimachia thyrsoiflora</i> , <i>Potentilla sterilis</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Equisetum hiemale</i>)		F: besiedelte Fläche
5.2.3c	-- Zwerg- und Halbsträucher (<i>Andromeda polifolia</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i>)		F: besiedelte Fläche
5.2.3d	- Gräser mit separat stehenden, unverzweigten Halmen und lotrecht orientierter oder reduzierter Beblätterung (z.B. <i>Eleocharis mamillata</i> , <i>E. palustris</i>)		F: besiedelte Fläche
5.2.4	b) windende Sippen (z.B. <i>Calystegia sepium</i> , <i>Humulus lupulus</i>)		F: Umrißfläche
	Phanerophyten		
5.2.5a	a) Sträucher (z.B. <i>Rosa pendulina</i> , <i>R. majalis</i> , <i>Salix repens</i>)		Z: Sproßgr./F: Umrißf.
5.2.5b	b) Lianen (z.B. <i>Clematis vitalba</i>)		F: Umrißfläche
6.	Sippen mit Neigung zur Wurzelsprossung (Sekundärsproßbildung an Nebenwurzeln)		
6.1.0	6.1. krautige Pflanzen (z.B. <i>Linaria vulgaris</i> , <i>Coronilla varia</i>)		F: besiedelte Fläche
6.2.0	6.2. Sträucher (z.B. <i>Prunus spinosa</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Hippophae rhamnoides</i>)		F: Umrißfläche
6.3.0	6.3. Bäume (z.B. <i>Populus tremula</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Alnus incana</i> , <i>Prunus padus</i>)		F: Umrißfläche

B. Wasserpflanzen

7.1.	Niedrige, horstartig, rosettig oder teppichartig wachsende Litoralpflanzen		
7.1.1	Horstartige oder rosettig beblätterte Litoralpflanzen (z.B. <i>Isoetes lacustris</i> , <i>Lobelia dortmanna</i>)		Z: Pflanze
7.1.2	Teppichbildende Litoralpflanzen (kriechende Grundachse; z.B. <i>Pilularia globulifera</i> , <i>Littorella uniflora</i> , <i>Eleocharis acicularis</i>)		F: besiedelte Fläche
7.2.0	7.2. Kleine, frei auf der Wasseroberfläche schwimmende Pflanzen ohne regelmäßige Blattrosetten (z.B. <i>Lemna gibba</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , <i>Salvinia natans</i>)		F: Umrißfläche
7.3.	Pflanzen mit schwimmenden Blattrosetten		
	Rosetten frei schwimmend		
7.3.1a	Pflanzen einrosettig		Z: Pflanze, Rosette
7.3.1b	Pflanzen mehrrosettig (horizontale Verbindungsachsen; z.B. <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>)		F: besiedelte Fläche
7.3.2	Schwimm-Rosetten an im Boden verankerten Achsen (z.B. <i>Trapa natans</i>)		F: besiedelte Fläche
7.4.	Dreidimensional verzweigte, unter der Wasseroberfläche schwimmende Pflanzen, frei oder durch Schlammprosse verankert		
7.4.1	Pflanzen nur kurz verzweigt (z.B. <i>Lemna trisulca</i> , <i>Riccia fluitans</i>)		F: Umrißfläche
7.4.2	Pflanzen lang verzweigt (z.B. <i>Utricularia vulgaris</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i>)		F: besiedelte Fläche
7.5.0	7.5. Festgewurzelte Schwimmblattpflanzen mit grundständiger Beblätterung (z.B. <i>Nymphaea alba</i>)		F: besiedelte Fläche
7.6.	Festgewurzelte Hydrophyten mit langen, aufwärtsstrebenden Wassersprossen		
7.6.1	mit Tauch- und Schwimmblättern (z.B. <i>Potamogeton alpinus</i>)		F: besiedelte Fläche
7.6.2	nur mit Tauchblättern (z.B. <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i>)		F: besiedelte Fläche

1.2.4. Skalen für die Erfassung der Pflanzenmenge

1.2.4.1. Allgemeines

Eine einigermaßen genaue anzahl- oder flächenmäßige Erhebung der Pflanzenmenge ist ziemlich schwierig und zeitraubend. Sie ist gerechtfertigt bei »spektakulären« Vorkommen, insbesondere von vom Aussterben bedrohten oder stark gefährdeten Sippen. Für die dringend notwendige Bestandesgrößenerfassung hunderter weiterer Sippen ist eine Schätzung in *Pflanzenmengenklassen*, etwa in den Abstufungen SENDTNERs, völlig ausreichend.

Mit der stufenweisen Schätzung von *Pflanzenmengen* soll ein Mittelweg zwischen dem subjektiven Mengeneindruck und einer exakten Erhebung beschränkt werden, der bei vertretbarem Arbeitsaufwand ein hinlänglich differenziertes Bild liefert. Wengleich damit nur die näherungsweise Wiedergabe der Bestandesverhältnisse angestrebt wird, so ist es doch unabdingbar, die Kriterien für die Pflanzenmengenschätzung einigermaßen »sauber« zu definieren. Neben der sippenspezifischen Festlegung auf die Wuchseinheiten, in welchen die Schätzung erfolgen soll, gehört dazu die Bestimmung der Schätzintervalle nach objektiv faßbaren, zähl- oder meßbaren Werten.

Tabelle 3

Skalen zur Schätzung der Bestandesgröße nach HAUPLER & GARVE (1983): Ausschnitt aus Meldeformular EG (S. 77).

Individuenmenge:		von der Sippe bedeckte Fläche: m ²	
Chiffre	a) Individuen	b) blühende Sprosse	c) bewachsene Fläche
1	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> Einzelkolonie
2	<input type="checkbox"/> 2-5	<input type="checkbox"/> 2-5	<input type="checkbox"/> <1 m ²
3	<input type="checkbox"/> 6-25	<input type="checkbox"/> 6-25	<input type="checkbox"/> 1-5 m ²
4	<input type="checkbox"/> 26-50	<input type="checkbox"/> 26-50	<input type="checkbox"/> 6-25 m ²
5	<input type="checkbox"/> 51-100	<input type="checkbox"/> 51-100	<input type="checkbox"/> 26-50 m ²
6	<input type="checkbox"/> >100	<input type="checkbox"/> >100	<input type="checkbox"/> >50 m ²
7	<input type="checkbox"/> >1000	<input type="checkbox"/> >1000	<input type="checkbox"/> >100 m ²
8	<input type="checkbox"/> >10000	<input type="checkbox"/> >10000	<input type="checkbox"/> >1000 m ²

HAUPLER & GARVE geben auf ihrem Meldeformular zur »Erfassung der Population einer seltenen Gefäßpflanzensippe eines Gebietes« drei acht Stufen umfassende Skalen an, und zwar je eine für die Individuenzahl, die Zahl blühender Sprosse, und die »bewachsene Fläche« (Tab. 3).

Es muß bezweifelt werden, daß es notwendig ist, die Anzahl-Skalen im Bereich niedriger Werte derart stark zu unterteilen. Andererseits ist es unmöglich, mit der propagierten Flächenskala allen flächenhaft zu schätzenden Gefäßpflanzen gerecht zu werden. Insbesondere größere Pflanzen wie Sträucher und Bäume (hier ist wegen des breiten Alterspektrums im allgemeinen Flächenschätzung angemessen) erfordern eine Ausdehnung der Skala auf noch größere Flächen. Für alle drei Skalen gilt, daß der Zwang, die Feinabstufung in den unteren Skalenbereichen bei *allen* Pflanzen anzuwenden, unnötigen Arbeitsaufwand abverlangt. Außerdem sind die Skalen für die »Individuenmenge« und die »bewachsene Fläche« untereinander nur in bestimmten Fällen gleichwertig (die »Anzahl blühender Sprosse« soll wohl nur bei »koloniebildenden Pflanzen« zusätzliche Informationen über die Fertilität liefern). Z. B. wird ein Bestand von mehr als 10 000 Gefäßpflanzenindividuen (Stufe 8) fast ausnahmslos als Massenbestand zu bezeichnen sein, die Überschreitung der 1000 m²-Schwelle (gleichfalls Stufe 8) ist bei größeren, flächig wachsenden Pflanzen dagegen wie oben angedeutet vielleicht als großer Bestand, nicht jedoch als Massenbestand einzustufen (z. B. bei *Schoenus ferrugineus*). Dafür verkörpern bereits über 200 m² große Teppiche sehr kleiner Pflanzen (wie von *Selaginella helvetica*) Massenbestände.

Damit die Bestandesgrößen von Siedlungen *eines* Taxons verglichen und verrechnet werden können, ist es notwendig, dafür konsequent nur eine bestimmte Skala zur Schätzung zu verwenden. Soll hingegen die Bestandesgrößensituation *verschiedener* Taxa verglichen werden, bestehen zwei Alternativen (wenn man die Möglichkeit, je einer universellen, feingestuft, aber völlig unhandlichen Mammutskala für die Flächen- und für die Anzahl-schätzung ausschließt und stattdessen ein größeres Skalenangebot fordert):

- die Gleichwertigkeit zwischen den verschiedenen

Skalen wird durch Abgleichfaktoren nachträglich hergestellt.

- den einzelnen Sippen werden von vornherein Skalen mit sippenadäquaten Intervallen angemessen, die eine Gleichwertigkeit bestimmter Skalenstufen gewährleisten. - Der rationellere Weg ist dieser zweite.

1.2.4.2. Skalengrund-, Skalensub- und Skalenmischtypen

Für die Ermittlung der Pflanzenmenge (und der Bestandesgröße) sind sechsstufige Skalen völlig ausreichend, wenn je nach den Erfordernissen wie oben angedeutet verschiedene Skalentypen verwendet werden. Diese sechs, im folgenden allgemein als *Mengen- (bzw. Größen)-klassen* bezeichneten und durch römische Ziffern symbolisierten Stufen sind

- I = Kleinstbestand
- II = sehr kleiner Bestand
- III = mäßig kleiner Bestand
- IV = Bestand mittlerer Größe
- V = Großbestand
- VI = Massenbestand

Darüberhinaus ist es angebracht, extrem kleine oder

unterentwickelte Bestände auszuweisen, etwa wenn sie nur aus Keimlingen (bei Bäumen höchstens der Strauchschicht angehörenden Individuen) bestehen oder nur eine steril bleibende, noch nicht mannbar oder voraussichtlich ohne Fortpflanzungschancen sterbende Pflanze umfassen. Für solche *Initialvorkommen* wird das Symbol ø verwendet.

Für die anzahlmäßige und die flächenmäßige Pflanzenmengenschätzung wird je ein *Skalengrundtyp* festgelegt:

- Die *Anzahlskala Z₁** mit Schwellenwerten für die Mengenklassen von 10 (I/II), 50 (II/III), 100 (III/IV), 1000 (IV/V) und 2000 (V/VI) zählbaren Einheiten. Höhere Zahlenwerte sind erfahrungsgemäß nur noch schwer abschätzbar.

- Die *Flächenskala F_a* mit den Schwellenwerten 10 m² (I/II), 50 m² (II/III), 100 m² (III/IV), 1000 m² (IV/V), 2000 m² (V/VI). Der Flächenschätzung wird ungeachtet der Phänologie während der Bestandesaufnahme die zu erwartende maximale jahreszeitliche Entfaltung zugrunde gelegt.

Anzahlskalen sind in ihrer Handhabbarkeit Flächenskalen überlegen, wo Individuen höchstens wenige, leicht zählbare Einzelsprosse oder nur kleine Sproßverbände über die Erdoberfläche schicken. - Der Skalengrundtyp und die zu schätzenden Einheiten werden durch die Wuchsformtypen (Tab. 2) bestimmt.

Wenn eine bestimmte Pflanzenmengen-Klasse bei verschiedenen Arten eine vergleichbare Bedeutung haben soll, ergibt sich die Notwendigkeit, die Skalen-

*) »Z arabisch eins«

intervalle zu variieren, insbesondere bei der flächenhaften Schätzung. Um jedem Taxon einen adäquaten Schätzungsmodus zuordnen zu können (d. h. vor allem den gefühlsmäßig richtigen), wäre eine Vielzahl von Skalenmodifikationen erforderlich. Es ergibt sich jedoch die Notwendigkeit, die Skalenvielfalt in einem engen, überschaubaren Rahmen zu halten. Die Anpassung der Skalen – die Ableitung von *Skalensubtypen* – erfolgt am besten unter Beibehaltung der Skalengrundkonstruktion durch die Dehnung oder Stauchung der Intervalle mittels eines Anpassungsfaktors. Als Hauptkriterium für die Größe dieses Faktors eignet sich die mittlere *Wuchshöhe* des betroffenen Taxons. Diese soll sich an der Höhe orientieren, die der Hauptteil des Vegetationskörpers erreicht (keine Berücksichtigung einzelner darüber hinausragender Infloreszenzteile etc.). – Die folgende Aufstellung enthält die verwendeten Anpassungsfaktoren und die Bezeichnungen für die Skalensubtypen.*

- ± solitär wachsende, mykotrophe Orchideen (unterirdisch lebende Jungpflanzen nicht zählbar; z. B. *Ophrys*-Arten, *Cypripedium calceolus*, *Orchis*-Arten, *Hammarbia paludosa*)
- viele langlebige Saumpflanzen (z. B. *Thesium bavaricum*, *Chamaecytisus supinus*, *Agrimonia eupatoria*, *Lembotropis nigricans*)
- ± solitär stehende, langsamwüchsige Bäume und Sträucher (z. B. *Acer campestre*, *Prunus avium*, *Juniperus communis*, *Ilex aquifolium*)
- Sippen mit hoher Produktionsrate leicht und weit verbreiteter Diasporen (z. B. *Salicaceen*, *Orchideen*, *Pyrolaceen*; *Hypericum humifusum*).

V. a. dann, wenn bei einer Sippe ein niedriges Stabilitätsminimum und eine kleine Bestandesgrößenamplitude zusammentreffen, müssen Skalen mit stark gestauchten Intervallen für die Pflanzenmengenschätzung verwendet werden. Für die flächenhafte Erfassung ist das Skalenangebot bereits genügend groß, für die Schätzung zählbarer Einheiten muß das Spek-

Tabelle 4

Skalensubtyp und Wuchshöhe

Wuchshöhe (m)			Flächenskala		Anzahlsskala	
			Anpassungs-Faktor	Subtyp	Anpassungs-Faktor	Subtyp
<0,05	Zwergpflanzen	(sk)	0,1	F α	1	Z ₁
0,05 – 0,15	kleine Pflanzen	(k)	0,25	F α'		
0,15 – 1,0	mittelgroße Pflanzen	(m)	0,25	F α'		
1,0 – 7	große Pflanzen	(g)	1,0	F α	0,5	Z ₁
>7	Riespflanzen	(sg)	2,5	F α'		
			5,0	F α		

Neben wuchsmorphologischen Eigenschaften muß die *Bestandesgrößensituation* im regionalen Bezugsraum (insbes. der Aggregationstyp) beachtet werden. Häufige Massenbestände können die Wahl eines Subtyps mit höherem Anpassungsfaktor erzwingen (z. B. *Lemna minor* Skala F α' anstelle von F α). Verbreiteter aber ist der umgekehrte Fall (»Intervallstauchung«; s. u.).

Um der Forderung zu genügen, daß die einer bestimmten Pflanzenmengenkategorie entsprechenden Intervalle verschiedener Skalensubtypen einander gleichwertig sein sollen, muß eine Art *Eichung* erfolgen. Die Bedingungen dafür sind

- a) daß die verbale Bedeutung der Pflanzenmengenklassen (Kleinstbestand bis Massenvorkommen) im Einklang mit dem subjektiven, von Erfahrungen getragenen Eindruck steht
- b) daß das *Stabilitätsminimum*, die Bestandesgröße, von der ab ein Pflanzenvorkommen mit größerer Wahrscheinlichkeit »ausreichend« stabil ist, Größenklasse III – IV entspricht (Stabilitätskriterium).

Die allein nach der Wuchshöhe ermittelten Skalensubtypen erfüllen das Stabilitätskriterium im allgemeinen selbst bei überdurchschnittlich störanfälligen Sippen. Häufig sind aber Sippen, die bereits in (absolut gesehen) recht kleinen Beständen stabil wirken. Sie weisen sich vielfach dadurch aus, daß ihre konkreten Vorkommen trotz auch früher schon geringen Umfangs viele Jahrzehnte überlebt haben oder (bei Sippen mit starker Fundortfluktuation) die Präsenz im größeren Bezugsraum nicht signifikant abgenommen hat. Solche stabilen Kleinpopulationen bilden u. a.

*) Die Subtypen der Flächenskalen werden mit Buchstaben, die der Anzahlsskalen mit Ziffern (arabisch eins, römisch eins) gekennzeichnet. Diese Symbole entsprechen der Bezeichnung des jeweils kleinsten Bestandesgrößenintervalls der einzelnen Schätzskalen (vgl. Tab. 6).

trum der Skalen dagegen um den *Subtyp* Z₅ mit dem Anpassungsfaktor 0,25 vermehrt werden (Schwellenwerte für den Bestandesgrößenklassen-Übergang I/II: 2,5; II/III: 12,5; III/IV: 25; IV/V: 250; V/VI: 500 zählbare Einheiten). – Beispiele für die *Intervallstauchung* sind *Prunus avium* (F α – F α'), *Pyrus pyraeaster* (F α – F α), *Rosa majalis* (F α' – F α), *Teucrium scorodonia* (F α – F α'), *Gymnocarpium robertianum* (F α' – F α), *Neottia nidus-avis* (Z₁ – Z₁), *Orchis palustris* (Z₁ – Z₁), *Ophrys holosericea* (Z₁ – Z₅), *Ilex aquifolium* (Z₁ – Z₅).

Für die *anzahlmäßige Schätzung subindividueller Einheiten* (z. B. Laub-, Blüten- oder Fruchtriebe wenig sprossiger Geophyten, etwa von *Epipactis palustris*, Abb. 9) wäre der richtige Weg, eine Vergleichbarkeit mit anderen Einheiten der Pflanzenmengenschätzung (Individuum, supraindividuelle Einheiten) herzustellen, die Korrektur mit dem Faktor »Kehrwert der mittleren Sproßzahl pro Individuum«. Hier soll jedoch eine Aufblähung der Skalenzahl vermieden werden. Deshalb wird nur eine einzige *reduzierende Skala* Z₁ verwendet, die die Intervalle um den Faktor 2,5 erweitert (das bedeutet eine Verminderung des Pflanzenmengenwertes um den Faktor 0,4).

Die Skalen müssen schließlich noch durch *kombinierte Anzahl-Flächenskalen* ZF ergänzt werden. In Abschnitt 1.2.3 wurde mit den Aggregationstypen a2 und a3 bereits ein Anwendungsbereich solcher Skalen genannt, ein weiterer sind u. a. ein- bis zweijährige Pionierpflanzen, die kriechende Hauptachsen oder Ausläufer entwickeln (z. B. *Limosella aquatica* oder *Alopecurus aequalis*, Abb. 8). Die Ungunst der Lebensbedingungen läßt hier oft keine Entwicklung flächiger Aggregate zu, so daß es naheliegt, (zunächst) *anzahlmäßig* zu schätzen.

Die kombinierte Anzahl-Flächenschätzung will dem fallweise einzelnen oder in Aggregaten vorkommenden Charakter der Pflanzen dadurch entsprechen,



Abbildung 8

ALOPECURUS AEQUALIS Sobol.: Meist einjährige, nur unter günstigen Bedingungen auch mehrjährige Pionierpflanze, die zunächst in Form gut zählbarer Horste wächst, später aber durch sich bewurzelnde, niedrigliegende Sprosse einen flächendeckenden Bestand bilden kann (Wuchsformtyp 3.3.1/4.2.4); Schätzung mit Skalensubtyp $Z_R F_a'$ (Aufnahme 28.5.1982, Auffüllfläche bei Kolbermoor)

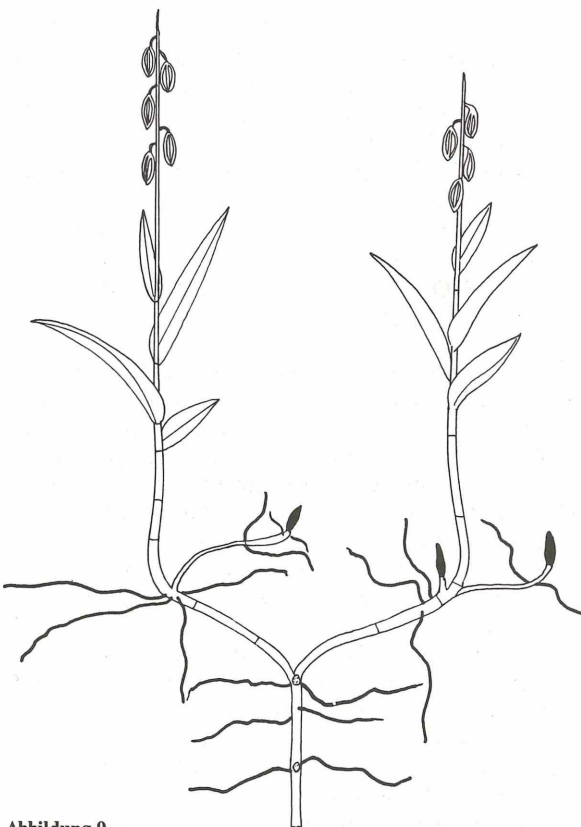


Abbildung 9

EPIPACTIS PALUSTRIS (L.), Wuchsformtyp 5.2.2a. Die Menge derartiger Geophyten mit einer verzweigten Grundachse und einer geringen Zahl orthotroper Sprosse wird am besten mit der reduzierenden Skala Z_R geschätzt (Zustand im Herbst; nach Geländebeobachtungen skizziert; Erneuerungsknospen schwarz dargestellt).

daß sie im Bereich größerer Pflanzenmengen (ab Mengenklasse V) eine flächenweise Schätzung verlangt, im Bereich geringer Mengen aber flächen- und anzahlmäßige Erfassung nebeneinander zuläßt. Wichtig ist, daß einander Skalensubtypen zugeordnet

werden, die bis Pflanzenmengenklasse IV annähernd gleichwertige Resultate der Anzahl- und Flächenschätzung liefern. Häufig verwendbare (Kombinationen sind die Mischskalen $Z_1 F_\alpha$ (z. B. für *Peplis portula*), $Z_1 F_a'$ (z. B. für *Arnica montana*, *Symphytum tuberosum*), $Z_1 F_a$ (z. B. für *Carex elata*) und $Z_R F_a$ (z. B. für *Allium ursinum*). - Im einzelnen gelten die Bedingungen des jeweils angewendeten Skalensubtyps.

1.2.6. Verteilungsaspekte (Verteilungsfläche)

Die reine Erfassung der Pflanzenmenge, die die Fläche außeracht läßt, über die sich die Individuen verteilen, gibt insbesondere unter Artenschutzaspekten vielfach kein treffendes Bild der Bestandesgröße wieder; man denke nur an die gewaltigen Individuenzahlen, die *Erophila verna* oder *Drosera rotundifolia* auf wenigen Quadratmetern erreichen können. Bei ein und derselben Individuenzahl sind kleinflächige Vorkommen viel instabiler und verletzbarer als großflächige, ihre artenschutzmäßige Relevanz ist entsprechend geringer. Deshalb ergibt erst die Berücksichtigung der Fläche, über die sich der Pflanzenbestand eines Fundorts verteilt, einen angemessenen Eindruck von der effektiven Bestandesgröße.

Die jeweilige Größe dieser *Verteilungsfläche* soll die maximal erreichbare Bestandesgrößenklasse festlegen, die ermittelte Pflanzenmenge dann innerhalb dieses Spielraums die gültige Bestandesgrößenklasse bestimmen. - Die (willkürlich fixierten) Verteilungsflächenminima der einzelnen Bestandesgrößenklassen sind: 10 m²(II), 50 m²(III), 100 m²(IV) und 1000 m²(V, VI).

Nach verschiedenen Versuchen einer konkreten Definition der Verteilungsfläche ergab sich als praktikable Lösung die folgende: Die Verteilungsfläche ist die Summe kreisförmiger *Bezugsflächen* mit festgelegtem Radius um den Ort einer jeden Pflanze, wobei

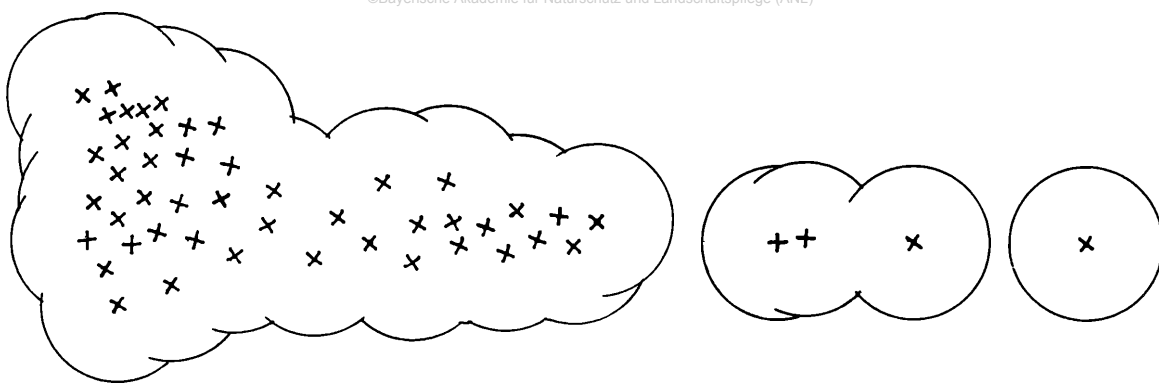


Abbildung 10

Verteilungsfläche eines fiktiven Bestandes anzahlmäßig geschätzter Pflanzen als Summe einzelner Bezugsflächen

sich überlappende Bezug :flächen nur einmal gewertet werden (vgl. die Skizze Abb. 10).

Infolge enger Nachbarschaft ineinander fließende Bezugsflächen werden als *zusammenhängender Bestand* bezeichnet. In solchen Akkumulationsbereichen bestimmen zwangsläufig die peripher lokalisierten Pflanzen die Größe der Verteilungsfläche. Die Besiedlungsdichte wirkt sich auf die Größe der Verteilungsfläche nur indirekt aus.

Die anderen Zahlenskalen können in derselben Weise behandelt werden, doch ist von unterschiedlichen Individuenzahlen auszugehen. Die Resultate zeigt Tab. 5. Bei den nach *Flächenskalen* geschätzten Sippen ist die Verteilungsfläche nur bei Verwendung der Skalensubtypen F_{α} und F_{α}' relevant. Die Pflanzenaggregate werden hier unabhängig von der Wuchsform einfach als aus lauter Einzelpflanzen bestehend betrachtet; eine Abweichung zu obigem Verfahren

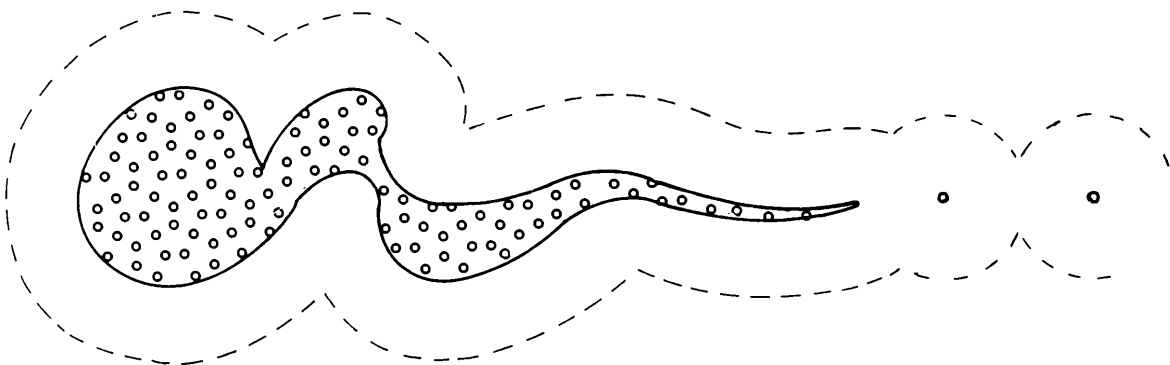


Abbildung 11

Verteilungsfläche einer Pflanze mit flächenhafter Bestandsgrößenermittlung

Die Festlegung des *Bezugsflächenradius* soll hier beispielhaft für die nach der *Skala Z₁* zu taxierenden Sippen aufgezeigt werden: Unter der Prämisse, daß mit 10 optimal angeordneten Individuen nicht nur Pflanzenmengenklasse II, sondern auch Bestandesgrößenklasse II erreicht werden können soll und damit eine Verteilungsfläche von mindestens 10 m² erforderlich ist, ergibt sich für jede Pflanze eine notwendige Bezugsfläche von 1 m². Bedenkt man die Kreisförmigkeit der Bezugsflächen und die im Grenzfall der Berührung auftretenden toten Winkel, so errechnen sich für den effektiv von einer Kreisfläche bedeckten Bereich ca. 0,907 m². Ihm entspricht ein Radius von 0,537 m. Damit findet sich ein »zusammenhängender Bestand« überall dort, wo die kritische Distanz von abgerundet 1,6 m zwischen den Zentren zweier benachbarter Pflanzen überschritten wird. Entsprechende Ergebnisse werden erhalten, wenn diese Rechnung für andere Stufen der *Z₁*-Skala durchgeführt wird.

besteht lediglich darin, daß die Peripherie der Aggregate als Linie von Ausgangspunkten für die Bezugsflächenkreise definiert wird, so daß Bezugsflächen resultieren, deren äußere Umrißlinie im Abstand des hier konstant auf 0,5 m festgelegten Bezugsflächenradius parallel zur Aggregatperipherie verlaufen. Die innen liegende Aggregatfläche wird dann als Teil der Verteilungsfläche gewertet (Abb. 11).

Insbesondere bei linearer Anordnung der Wuchsstellen kann es vorkommen, daß die rechnerisch ermittelte Verteilungsfläche größer ist als die tatsächlich

Tabelle 5

Werte zu den Bezugsflächen verschiedener Bestandesgrößenskalen

Skalensubtyp	Bezugsfläche (m ²) ¹	kritische Distanz ² zweier Bezugspunkte (m)
Z ₁	1	1/2
Z _I	2	3/4
Z _S	4	1
Z _R	0,4	1/3
F _α , F _α '	1	1/2

1) Bei Flächenschätzung nur für punktuelle Wuchsstellen relevant.

2) Entfernung, unterhalb derer die Bezugsflächen einander überlappen. Bezugspunkte bei der Zahlenschätzung sind die Zentren, bei der Flächenschätzung die Ränder der Wuchsstellen.

besiedelbare Fläche. Wo dies offenkundig ist, kann eine entsprechende Korrektur erfolgen. Außerdem sei darauf hingewiesen, daß auch bei der Schätzung der Verteilungsfläche recht großzügig und unkompliziert verfahren werden kann.

1.2.6. Zusammenfassende Übersicht der Skalentypen für die Bestandesgrößenschätzung

Tab. 6 gibt einen detaillierten Überblick der wichtigeren Skalen-Subtypen und nennt Schwerpunkte ihrer Anwendung. Die in der Spalte »Intervallbezeichnung« aufgeführten Signaturen sind im Gegensatz zu den allgemeinen Bestandesgrößeklassen nur jeweils einer Stufe einer bestimmten Skala zugeordnet. Als den Sippenamen nachgestellte Indices verwendet, geben sie die jeweilige Bestandesgröße an. Beispiel: *Berula erecta*^b = über mindestens 10 m² verteilte Pflanzenmenge mit einer besiedelten Fläche von 2,5 – 12,5 m². – Bei Sippen, denen bisher nur vorläufig eine bestimmte Schätzskala zugeordnet werden konnte, sollten bis zur endgültigen Festlegung mehrere, nach verschiedenen in Frage kommenden Skalen geschätzte, Bestandesgrößensymbole beigegeben werden.

Gelegentlich ist es angebracht, in Abhängigkeit von der Phänologie der Sippen verschiedene Skalen zu benutzen. Ein Beispiel dafür ist *Arum maculatum*: Im Frühjahr ist der Gebrauch der kombinierten Skala Z₁F₂' (mit den Einheiten Sproßbüschel und Umrißfläche) angemessen, im Sommer dagegen, wenn nur mehr die Fruchtstände dieses Frühlingsgeophyten zu sehen sind, der der Anzahlskala Z₁ mit der Einheit »Fruchtstände«.

Beispiele für die konkrete Zuordnung Skalensubtyp – Sippe enthält Tab. 7.

Außer für die in den folgenden Kapiteln behandelten Anwendungsbereiche (Wuchsortkartierung, floristische Objektbeschreibung, Bestandeskarten) sind Bestandesgrößenangaben auch für Lokalfloren relevant (Ergänzung der Fundorte durch allgemeine Bestandesgrößeklassen).

1.3. Floristische Geländearbeit; erste Dokumentations-schritte

In den vorigen Abschnitten wurde ein Verfahren entwickelt, nach dem eine befriedigende Erfassung der Größe von Pflanzenbeständen möglich ist. Hier soll die praktische Seite einer artenschutzrelevanten floristischen Dokumentation angesprochen werden, wie sie der Autor seit 1980 im westlichen und mittleren Inn-Chiemsee-Hügelland betreibt.

Die *gezielte Kartierung einzelner Taxa* ist mit einem guten Vollständigkeitsgrad möglich, wo die Standortansprüche und die geographische Verbreitung entsprechender Standorte gut bekannt sind. Das ist z. B. bei Relikten früherer Floren der Fall, deren Wuchsorte ohnedies oft seit Botanikergenerationen bekannt sind, aber auch bei Besiedlern spezifischer anthropogener Ruderalstandorte (z. B. *Puccinellia distans*). Je weniger dagegen diese Voraussetzungen erfüllt sind, um so aufwendiger gestaltet sich die Suche und um so größer wird der Anteil übersehener Vorkommen sein. – Diese punktuelle Kartierungsweise bedarf keiner weiteren Erläuterungen.

Eine den Anforderungen des Artenschutzes genügende floristische Bestandesaufnahme ist für die meisten Sippen nur mittels einer möglichst *flächendeckenden Kartierung* erreichbar, die auch nicht auf bestimmte Vegetationstypen beschränkt bleibt. Der Ausdruck »flächendeckend« ist dabei nicht absolut zu nehmen; Ziel der Kartierung ist der systematische

Besuch aller kartierungsrelevanten Landschaftsstrukturen. Erst dieser liefert ein differenziertes Bild der Verbreitung der Taxa, ihrer Bestandesgrößensituation und der Verteilung auf verschiedene Standorttypen. – Eine modernen Wertmaßstäben gewachsene Flora kommt ohne flächendeckende Durchforschung nicht aus.

Zahlreiche unerwartete Pflanzenvorkommen werden erst durch sie aufgedeckt. So sind dem Autor im Inn-Chiemsee-Hügelland nur aufgrund dieser Kartierungsweise unter vielen anderen Überraschungsfunden bisher nicht nachgewiesener Arten Vorkommen von *Carex strigosa*, *Lythrum hyssopifolia*, *Dryopteris remota* und *Succisella inflexa* geglückt.

Der Wirkungsgrad der zeitaufwendigen flächendeckenden Kartierung wächst mit der Zahl der erfaßten Taxa überproportional. Bereits bei einer recht geringen Zahl aber wird diese Arbeitsweise rationeller als die punktuelle Kartierung dieser Arten bei vergleichbaren Vollständigkeitsansprüchen. – Ebenso wie die dritte Form der Kartierung – die Bestandesaufnahme begrenzter flächiger Objekte – wird die flächendeckende Kartierung in nachstehenden Abschnitten ausführlicher behandelt.

Die Verwendung floristischer Erhebungen für Artenschutz Zwecke setzt die taxonomische Richtigkeit der Angaben voraus. Dabei muß eine Ansprache auf der untersten taxonomischen Ebene angestrebt werden, denn die kleinsten, genetisch fixierten Einheiten sind zur Grundlage aller Überlegungen und Programme für den Artenschutz zu machen. – Die Angabe besonderer Statusverhältnisse ist ebenso wichtig wie jene der Bestandesgröße.

1.3.1 Gruppen kartierungswürdiger Sippen

Unter Gesichtspunkten des Artenschutzes angefertigte Kartierungen unterscheiden sich von anderen Kartierungsobjekten wie dem der Flora Mitteleuropas auch darin, daß nicht alle Gefäßpflanzen, sondern nur relevant erscheinende Gruppen erfaßt werden. Diese Gruppen sind bei der flächendeckenden Kartierung und der Objektkartierung gleichermaßen aktuell. Neben den gegenwärtig unmittelbar für den Artenschutz bedeutsamen Sippen werden zweckmäßigerweise auch solche mit besonderen Indikatoreigenschaften sowie geobotanisch interessante Taxa berücksichtigt. – Die nachstehend aufgeführten, erfassungswürdigen Gruppen »bemerkenswerter« Sippen überlappen sich teilweise:

A) Sippen, denen aktuell oder potentiell das Hauptinteresse des Artenschutzes gilt

– aktuell überregional (Rote Liste) oder regional bedrohte Sippen

– regional oder in regionsumgreifenden Landesteilen (z. B. Südbayern) seltene Sippen

– Sippen mit besonderer Bedeutung für das Überleben bedrohter Pflanzen und Tierarten. Bei den abhängigen Organismen kann es sich handeln um

-- Pflanzen: Hemi- und Holoparasiten (Pilze); von den wenigen Gefäßpflanzen mit spezifischer Wirtsbinding sind in Bayern nur zwei ± gefährdet: *Orobancha salviae* (Wirt *Salvia glutinosa*) und *Viscum abietis* (Wirt *Abies alba*), obligate Mykorrhiza-Pilze, obligat Epiphyten (Flechten, Moose)

-- Tiere: insbesondere Vertreter unter den Schmetterlingen, Käfern, Wanzen, Gallmücken und -wespen. Tab. 8 zeigt Bindungen nach der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (BLAB, NOWAK & TRAUTMANN 1984) bedrohter Tagfalter an Raupen-Futterpflanzen. Meist ist die Bindung an eine Pflanzenart nicht absolut (Monophagie), doch kann

Tabelle 6:

Skalen für die halbquantitative Bestandesgrößenschätzung mit Hauptanwendungsbereichen

A) Z-Skalen zur Erfassung zählbarer Einheiten

A) Z-Skalen zur Erfassung zählbarer Einheiten

Skalen-subtyp	Intervall-bezeichnung	allgemeine Größenklasse	Größenkriterien		geschätzte Einheit	Anwendungsbereiche (unvollstgd.)			Beispiele		
			Verteilungsfläche (m ²)	Anzahl Einheiten		max. Wuchshöhe (m) ¹	Aggregationsneigg. ²	Wuchsformtypen Charakterisierung Kennzahl (Tab. 2)			
Z _I	I	I	< 10 ≥ 10	≥ 1 1 - 4	Pflanze, Baum	> 7		Bäume ohne nennenswerte Verjüngung	2.2.5	<i>Taxus baccata</i>	
	II	II	10 - 50 ≥ 50	≥ 5 5 - 24	Pflanze, Busch	1 - 7		Großsträucher ohne Kriechsprosse, ohne Wurzelbrut u. ohne einwurzelnde Bogensprosse	3.5.1 2.2.4	<i>Lonicera nigra</i> <i>Juniperus communis</i> <i>Daphne mezereum</i>	
	III	III	50 - 100 ≥ 100	≥ 25 25 - 49	Pflanze, Horst,	< 1	a ₀ -a ₁	Kleinsträucher mit entsprechenden Eigenschaften;	3.5.1	<i>Genista tinctoria</i>	
	IV	IV	100 - 1000	≥ 50 50 - 499		hohe Kräuter u. Gräser, einsprossig oder mit wenigen gedrängten, + orthotropen Luftsprossen		2.2.2a 2.2.2c 3.2.2a 3.2.3a	<i>Orchis morio</i> <i>Verbascum lychnitis</i> <i>Atropa bella-donna</i> <i>Veratrum album</i>		
	V	V	> 1000	500 - 999	Nest, Sproßbüschel, Stock	1 - 7	0.8-1.6	mäßig große bis große ein- oder mehrköpfige Trichterfarne ohne längere Rhizome	1.2.2	1.2.2	<i>Polystichum aculeatum</i> <i>Dryopteris affinis</i>
	VI	VI		> 1000		Wirtspf.			a ₀	Misteln	3.5.2
Z _I	1	I	< 10 ≥ 10	≥ 1 1 - 9	Pflanze, Horst, Stock, Blattbüschel, Sproßgruppe, Rosettenbüschel, Ring	< 1	a ₀ -a ₁	sehr kleine bis mittelgroße Gefäßpflanzen, einsprossig oder mit mehreren gedrängten, ± orthotropen Luftsprossen; Kugelpolsterpflanzen	1.1.1	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	
	2	II	10 - 50 ≥ 50	≥ 10 10 - 49					1.2.3	<i>Cystopteris fragilis</i>	
	3	III	50 - 100 ≥ 100	≥ 50 50 - 99					1.2.5	<i>Asplenium viride</i>	
	4	IV	100 - 1000	≥ 100 100 - 999					2.1.0	<i>Erigeron annuus</i>	
	5	V	> 1000	1000 - 1999					2.2.1	<i>Ranunculus bulbosus</i>	
	6	VI		> 2000					2.2.2b	<i>Lilium bulbiferum</i>	
Z _I								2.2.2c	<i>Daucus carota</i>		
								2.2.2e	<i>Drosera anglica</i>		
Z _r	r1	I	< 10 ≥ 10	≥ 1 1 - 24	Luft-spross	0,10 - 1	a ₁ -a ₂	Geophyten mit wenigen + isolierten Sprossen, die im gruppenweisen Stand nicht sofort bestimmten Individuen zugeordnet werden können.	5.2.2a	<i>Epipactis palustris</i> <i>Euphorbia dulcis</i>	
	r2	II	10 - 50 ≥ 50	≥ 25 25 - 124							
	r3	III	50 - 100 ≥ 100	≥ 125 125 - 249							
	r4	IV	100 - 1000	≥ 250 250 - 2499							
	r5	V	≥ 1000	2500 - 4999							
	r6	VI		> 5000							
Z _s	s1	I	< 10 ≥ 10	≥ 1 1 - 2	Pflanze, Ring	< 1	a ₀ -a ₁	anzahlmäßig erfassbare Sippen, deren Populationen offensichtlich bereits bei sehr geringen absoluten Bestandesgrößen stabil sind und die vielfach auch überregional nur selten wirklich individuenreiche Bestände aufweisen.	2.2.1	<i>Orchis coriophora</i>	
	s2	II	10 - 50 ≥ 50	≥ 3 3 - 12					3.4.1	<i>Huperzia selago</i>	
	s3	III	50 - 100 ≥ 100	≥ 13 13 - 24					2.2.4	<i>Ilex aquifolium</i>	
	s4	IV	100 - 1000	≥ 25 25 - 249							
	s5	V	> 1000	250 - 499							
	s6	VI		> 500							

1) vgl. Abschnitt 1.2.4.2.

2) vgl. Abschnitt 1.2.3.

Fortsetzung von Tabelle 6:

B) F-Skalen zur flächenmäßigen Erfassung der Bestandesgröße

B) F-Skalen zur flächenmäßigen Erfassung der Bestandesgröße

Skalen-subtyp	Intervall-bezeichnung	allgemeine Größenklasse	Größenkriterien		geschätzter Flächentyp	Anwendungs-bereiche			Beispiele	
			Verteilungsfläche (m ²)	Pflanzenmenge ₂ (Fl.; m ²)		max. Wuchshöhe (m) ¹	Aggregationsneigg. ²	Wuchsformtypen Charakterisierung Kennzahl (Tab.2)		
F _α	α	I	< 10	< 10	Umrißfl.	< 0,1	a ₁ -a ₂	Moossippen, die 25 bis 100 cm Thal-lus- bzw. Koloniedurchmesser errei-chen können	Preissia qua Bartramia ha	
	β	II	≥ 10	< 1						
	γ	III	10 - 50	≥ 1	besiedelte Fläche	< 2		einjährige Sproßparasiten	4.2.5	Cuscuta epil
			≥ 50	1 - 5		< 0,1		sehr kleine, kriechende Gefäßpfl.	4.2.4	Selaginella i
	δ	IV	50 - 100	≥ 5	besiedelte Fläche	< 0,5		+ kleine, meist nur kleinere Aggre-gate bildende Pflanzen mit ober-oder unterirdisch kriechenden Ach-sen oder Wurzelsprossen	4.2.6	Apium repens
	ε	V	≥ 100	5 - 10				5.2.3a	Eleocharis q	
100 - 1000			≥ 10	5.2.3b			Campanula pe.			
η	VI	≥ 1000	10 - 100			1.1.2	Gymnocarpium	6.1.0	Linaria vulg.	
F _{a'}	a'	I	< 10	< 10	Umrißfläche	< 0,1	a ₃	sehr kleine, frei im Wasser schwim-mende oder schwebende Makrophyten	7.2.0 7.4.1	Lemna minor Lemna trisul
	b'	II	≥ 10	< 2,5						
	c'	III	10 - 50	≥ 2,5	besiedelte Fläche	< 0,25	a ₂	kräftige, herdenbildende Moose	4.1.1	Nasturtium m.
			≥ 50	2,5 - 12,5						
	d'	IV	50 - 100	≥ 12,5	besiedelte Fläche	< 1	a ₁	kl. bis mittelgr. Sippen mit sek. liegenden, einwurzelnden Luftsproß-abschnitten; fleckenbildend	4.1.2a 4.1.3	Thymus puleg.
			≥ 100	12,5 - 25						
e'	V	100 - 1000	≥ 25		< 0,25	a ₁	Spaliersträucher	4.2.3	Rhamnus pumi	
f'	VI	≥ 1000	25 - 250		< 1	a ₁ -a ₃	kleine oder mittelgroße, + krautige Land-, Sumpf- und Litoralpflanzen mit primär ober- oder unterirdisch kriechenden, verlängerten, wurzel-bildenden Sproßachsenabschnitten oder Wurzelsprossen	1.1.2 1.2.6 4.2.4 4.2.6	Thelypteris i Polypodium v Lycopodium c. Calla palust.	
F _a	a	I	< 10	< 10	Umrißfläche	0,25-1	a ₃	größere,herdenbildd.,mit aufsteigd. od.bodenwüchsig.einwurzelnden Luft-sprossen ausgestatt.Land- u.Sumpfpfl.	4.1.2a 4.1.3	Lamiae-strum m Calluna vulg.
	b	II	10 - 50							
	c	III	50 - 100		besiedelte Fläche	< 7	a ₂	große krautige Lianen mit kriechen-der Grundachse	5.2.4	Humulus lupu.
			100 - 1000							
	d	IV	1000 - 2000			0,25-1	a ₂ -a ₃	größere,herdenbildende + krautige Land- u. Sumpfpflanzen mit primär ober- od. unterirdisch verlaufen- den, verlängerten Sproßachsen so-wie Zwergsträucher mit entsprech. Wuchsform	1.1.2 1.2.4 4.2.4 4.2.6	Thelypteris i Matteucia st Lycopodium at Vaccinium ox
	e	V	≥ 2000					Wuchsform	5.2.2b 5.2.3a 5.2.3b 5.2.3c	Mercurialis i Carex brizoik Galium odorat Andromeda po.
f	VI				< 7		große, herdenbildende Wasserpflan-zen	7.4.2 7.5.0 7.6.1 7.6.2	Ceratophyllu. Nymphaea alb Potamogeton i Potamogeton c	
F _{A'}	A'	I	< 25		Umrißfl.	1 - 7	a ₁	Sträucher mit einwurzelnden Bogen-sprossen, aufsteigendem Wuchs oder Fähigkeit zur Wurzelsprossung	4.1.2b 6.2.0 3.5.2	Ligustrum vu. Hippophae rha Pinus mugo
	B'	II	25 - 125							
	C'	III	125 - 250		besiedelte Fläche	> 7	a ₃	große teppichbildende Gräser und Kräuter	1.1.2 5.2.3d	Pteridium aq Schoenoplect
	D'	IV	250 - 2500							
	E'	V	2500 - 5000		Umrißfläche		a ₂	Lianen mit langen Erdsprossen	5.2.5b	Clematis vit.
F'	VI	≥ 5000								
F _A	A	I	< 50		Umrißfl.	> 7	a ₁ -a ₃	Baumarten mit der Fähigkeit zur Wur-zelsproßbildung oder mit regelmässi-ger sexueller Vermehrung	6.3.0 2.2.5	Tilia cordat. Fagus sylvat.
	B	II	50 - 250							
	C	III	250 - 500							
	D	IV	500 - 5000							
	E	V	5000 - 10000							
F	VI	≥ 10000								

1) vgl. Abschnitt 1.2.4.2.
2) vgl. Abschnitt 1.2.3.

Fortsetzung von Tabelle 6:

C) ZF-Skalen zur kombinierten Anzahl-Flächenschätzung (Auswahl)

C) ZF-Skalen zur kombinierten Anzahl-Flächenschätzung (Auswahl)

Skalen-subtyp	Intervall-bezeichnung	allgemeine Größenklasse	Größenkriterien			Art der zählbaren Einheiten	Anwendungsbereiche			Beispiele				
			Verteilungsfläche (m ²)	zählbare Einheiten	Umrißfläche (m ²)		max. Wuchshöhe (m) ¹	Aggregationsneigg. ²	Wuchsformtypen Charakterisierung Kennzahl (Tab. 2)					
Z ₁ F _α	1	I	< 10	≥ 1	< 1	Sproßgruppe	1	a ₁	Sippen mit kurzen einwurzelnden, oberirdisch angelegten Seitensprossen	4.2.1	<i>Dianthus superbus</i>			
	α		≥ 10	1 - 9	< 10				kleine oder wenige Triebe umfassende Kräuter mit relativ kurzen, unterirdischen, anisotropen Grundachsen	5.1.2a	<i>Campanula rotundif.</i> <i>Centaurea montana</i>			
	2	II	10 - 50	≥ 10	< 1				stockbildende Kräuter mit längeren liegenden, aber nicht wurzelnden Seitensprossen	3.2.2b	<i>Potentilla supina</i>			
	β		> 50	10 - 49	< 1				kurzlebige, oberirdisch kriechende oder kurze Ausläufer bildende Kräuter	4.2.2a	<i>Peplis portula</i>			
	3	III	10 - 50	≥ 1	1 - 50				Sproßgruppe	1	a ₂	größere Aggregate bildende, sehr kleine bis mittelgroße, als Einzelpflanzen Horste oder Stöcke erscheinende Sippen	2.2.1	<i>Corydalis intermedia</i>
	γ		> 50	< 50	1 - 5							bei ungestörter Entwicklung längere Ausläufer treibende, kurzlebige Kräuter	3.3.2	<i>Carex elongata</i>
	4	IV	50 - 100	≥ 50	< 5				Pflanze	1	a ₂	mittelgroße Kräuter und Gräser mit kurzen unterirdischen, anisotropen Grundachsen	5.1.2a	<i>Hepatica nobilis</i>
	δ		> 100	< 100	5 - 10							5.1.2b	<i>Carex caryophylla</i>	
ε	V	100 - 1000	≥ 100	< 10	Sproßgruppe	1	a ₁ -a ₂	fleckbildende mehrsprossige Geophyten mit kurzen Rhizomen	5.2.2a	<i>Anemone ranunculoides</i>				
ζ		> 1000	≥ 1	100 - 100				Fleck	0,15	a ₂	Flachpolster-Pflanzen	4.1.4	<i>Silene acaulis</i>	
η	VI	> 1000	≥ 1	100 - 200	Stock	3	a ₁	windende Rübenpflanzen	3.2.3b	<i>Bryonia dioica</i>				
Z ₁ F _{a'}	1	I	< 10	≥ 1	< 2,5	Pflanze	1	a ₂ -a ₃	bei ungestörter Entwicklung längere Ausläufer treibende, kurzlebige Kräuter	4.2.2a	<i>Limosella aquatica</i>			
	a'		≥ 10	1 - 9	< 10				mittelgroße Kräuter und Gräser mit kurzen unterirdischen, anisotropen Grundachsen	5.1.2a	<i>Hepatica nobilis</i>			
	2	II	10 - 50	≥ 10	< 2,5	Pflanze	1	a ₂	5.1.2b	<i>Carex caryophylla</i>				
	b'		> 50	10 - 49	< 2,5				5.2.2a	<i>Anemone ranunculoides</i>				
	3	III	50 - 100	≥ 50	< 12,5	Sproßgruppe	1	a ₁ -a ₂	Flachpolster-Pflanzen	4.1.4	<i>Silene acaulis</i>			
	c'		> 100	50 - 99	< 12,5				windende Rübenpflanzen	3.2.3b	<i>Bryonia dioica</i>			
	4	IV	100 - 1000	≥ 100	< 25	Fleck	0,15	a ₂	Flachpolster-Pflanzen	4.1.4	<i>Silene acaulis</i>			
	d'		> 1000	≥ 1	25 - 1000				Stock	3	a ₁	windende Rübenpflanzen	3.2.3b	<i>Bryonia dioica</i>
e'	V	100 - 1000	≥ 1	25 - 250	Stock	3	a ₁	Flachpolster-Pflanzen	4.1.4	<i>Silene acaulis</i>				
f'		> 1000	≥ 1	250 - 500				Stock	3	a ₁	windende Rübenpflanzen	3.2.3b	<i>Bryonia dioica</i>	
Z _r F _a	r1; a	I	< 10	≥ 1	< 10	Stock Horst	0,25-1	a ₃	kräftige herdenbildende Stock- und Horstpflanzen	3.3.2	<i>Carex elongata</i>			
	r2		≥ 10	1 - 24	< 10				herdenbildende kleine und mittelgroße, einsproßige Sippen	2.2.2a	<i>Corydalis cava</i>			
	b	10 - 50	≥ 25	< 10	Pflanze	1			a ₃	größere herdenbildende, wenigsprossige Zwiebel-, Knollen- und Rhizomgeophyten	3.1.1b	<i>Leucjum vernum</i>		
	r3	> 50	25 - 124	< 10						5.2.2a	<i>Anemone nemorosa</i>			
	c	III	50 - 100	≥ 125	< 50	Sproßbüsch. Nest			1	a ₃	größere herdenbildende, wenigsprossige Zwiebel-, Knollen- und Rhizomgeophyten	3.1.1b	<i>Leucjum vernum</i>	
	d		> 100	125 - 249	< 50						5.2.2a	<i>Anemone nemorosa</i>		
	e	IV	100 - 1000	≥ 250	< 100	Sproßbüsch. Nest			1	a ₃	größere herdenbildende, wenigsprossige Zwiebel-, Knollen- und Rhizomgeophyten	3.1.1b	<i>Leucjum vernum</i>	
	f		> 1000	≥ 1	100-1000						5.2.2a	<i>Anemone nemorosa</i>		
e	V	100 - 1000	≥ 250	< 100	Sproßbüsch. Nest	1	a ₃	größere herdenbildende, wenigsprossige Zwiebel-, Knollen- und Rhizomgeophyten	3.1.1b	<i>Leucjum vernum</i>				
f		> 1000	≥ 1	100-1000				5.2.2a	<i>Anemone nemorosa</i>					
e	V	1000 - 2000	≥ 1	1000-2000	Sproßbüsch. Nest	1	a ₃	größere herdenbildende, wenigsprossige Zwiebel-, Knollen- und Rhizomgeophyten	3.1.1b	<i>Leucjum vernum</i>				
f		> 2000	≥ 1	> 2000				5.2.2a	<i>Anemone nemorosa</i>					

1) vgl. Abschnitt 1.2.4.2.
2) vgl. Abschnitt 1.2.3.

Tabelle 7:

Zuordnung von Skalen für die Pflanzenmengenschätzung zu bemerkenswerteren Gefäßpflanzen von Biotop Nr. L 8136/62, Kupferbachleiten unterhalb von Loibersdorf/Glonn (vgl. Tab. 9 und 10)

Taxon	Wuchsformtyp (Tab. 2)	Aggregationstyp	Wuchshöhentyp	Skala	geschätzte Einheit
<i>Actaea spicata</i>	3.2.1	a _{0/1}	m	Z _I	Stock
<i>Adoxa moschatellina</i>	2.2.2d	a ₃	k	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Anemone ranunculoides</i>	5.2.2a	a ₂	m	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Arum maculatum</i>	3.1.1a	a ₂	m	Z _I F _{a'} bzw. Z _I	Sproßbüschel; Umrißfl. bzw. Fruchtstand
<i>Asarum europaeum</i>	4.2.2b	a	k	F _{a'}	besiedelte Fläche
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	1.2.5	a ₁	k	Z _I	Blattbüschel
<i>Asplenium trichomanes</i>	1.2.5	a ₁	k	Z _I	Blattbüschel
<i>Asplenium viride</i>	1.2.5	a ₁	k	Z _I	Blattbüschel
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	3.2.2b	a _{0/1}	m	Z _I F _{a'}	Stock; Umrißfläche
<i>Berula erecta</i>	5.2.1	a ₂	m	F _{a'}	besiedelte Fläche
<i>Blechnum spicant</i>	1.2.3	a ₁	m	Z _I	Rosettengruppe
<i>Bromus benekenii</i>	3.3.3b	a ₁	m	Z _I	Horst
<i>Campanula persicifolia</i>	5.2.3b	a ₁	m	F _α	besiedelte Fläche
<i>Campanula rotundifolia</i>	5.1.2a	a ₁	m	Z _I F _α	Nest; Umrißfläche
<i>Cardamine impatiens</i>	2.1.0	a ₀	m	Z _I	Pflanze
<i>Carex alba</i>	5.1.2b	a ₃	m	F _a	Umrißfläche
<i>Carex digitata</i>	3.3.2	a ₀	m	Z _I	Horst
<i>Carex elata</i>	3.3.2	a ₃	m	Z _I F _a	Horst; Umrißfläche
<i>Carex ornithopoda</i>	3.3.2	a _{0/1}	k	Z _I	Horst
<i>Carex paniculata</i>	3.3.2	a ₂	m	Z _I F _a	Horst; Umrißfläche
<i>Carpinus betulus</i>	2.2.5	a ₂	sg	F _A	Umrißfläche
<i>Cephalanthera longifolia</i>	3.1.1c	a ₁	m	Z _I	Luftspieß
<i>Cochlearia pyrenaica</i>	5.1.2a	a ₁	m	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Convallaria majalis</i>	5.2.2b	a ₃	m	F _{a'}	besiedelte Fläche
<i>Corydalis cava</i>	2.2.2a	a ₃	m	Z _I F _{a'}	Pflanze; Umrißfläche
<i>Cystopteris fragilis</i>	1.2.4	a ₁	m	Z _I	Blattbüschel
<i>Daphne mezereum</i>	2.2.4	a ₁	g	Z _I	Pflanze
<i>Dryopteris affinis</i>	1.2.2	a ₂	g	Z _I	Stock
<i>Epipactis helleborine</i>	3.1.1c	a ₁	m	Z _I	Luftspieß
<i>Galium odoratum</i>	5.2.3b	a ₃	m	F _a	besiedelte Fläche
<i>Galium sylvaticum</i>	3.2.2a	a ₁	m	Z _I	Stock
<i>Gentiana asclepiadea</i>	3.2.2a	a ₁	m	Z _I	Stock
<i>Gymnocarpium robertianum</i>	1.1.2	a ₂	m	F _α	besiedelte Fläche
<i>Hepatica nobilis</i>	5.1.2a	a ₂	k	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Hordelymus europaeus</i>	3.3.3b	a ₂	m	Z _I	Horst
<i>Hyperzia selago</i>	3.4.1	a ₁	m	Z _S	Ring (bzw. "Krone")
<i>Lathraea squamaria</i>	5.2.2a	a ₁	m	Z _I	Blütensproß
<i>Leucosium vernum</i>	3.1.1b	a ₄	m	Z _I F _a	Sproßbüschel; Umrißfl.
<i>Lilium martagon</i>	2.2.2b	a ₁	m	Z _I	Pflanze
<i>Lycopodium annotinum</i>	4.2.3c	a ₃	m	F _a	besiedelte Fläche
<i>Milium effusum</i>	5.1.2b	a ₁	m	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Nasturtium microphyllum</i>	4.1.1	a ₂	m	F _{a'}	Umrißfläche
<i>Neottia nidus-avis</i>	3.1.1c	a ₂	m	Z _I	Blütensproß
<i>Orthilia secunda</i>	5.1.2a	a ₂	k	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Polygonatum multiflorum</i>	5.2.2a	a ₂	m	Z _I	Luftspieß
<i>Polystichum aculeatum</i>	1.2.1	a ₁	m	Z _I	Pflanze
<i>Potentilla sterilis</i>	5.2.3b	a ₂	k	F _{a'}	besiedelte Fläche
<i>Prenanthes purpurea</i>	3.2.1a	a	m	Z _I	Stock
<i>Pulmonaria officinalis</i>	3.2.2a	a ₂	m	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	3.2.1	a ₁	m	Z _I	Stock
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	7.5.2b	a ₂	m	F _a	besiedelte Fläche
<i>Rosa pendulina</i>	5.2.5a	a ₁	g	Z _I F _a	Sproßgruppe; Umrißfl.
<i>Symphytum tuberosum</i>	5.2.2a	a ₃	m	Z _I F _{a'}	Nest; Umrißfläche
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	3.2.1	a ₁	g	Z _I	Stock
<i>Thelypteris limbosperma</i>	1.2.3	a ₂	g	Z _I	Stock, Rosettenbüschel
<i>Tilia platyphyllos</i>	2.2.5	a ₂	sg	F _A	Umrißfläche
<i>Ulmus glabra</i>	2.2.5	a ₂	sg	F _A	Umrißfläche
<i>Veronica montana</i>		a ₂	k	F _{a'}	besiedelte Fläche
<i>Viburnum lantana</i>	3.5.1	a ₁	g	Z _I	Busch
<i>Viola collina</i>	3.2.2a	a ₁	k	Z _I	Stock
<i>Viola mirabilis</i>	3.2.2a	a ₁	m	Z _I	Stückchen

Tabelle 8

Hauptfutterpflanzen von Raupen in der Bundesrepublik Deutschland bedrohter Tagfalter-Arten

(Grundlagen: Rote Liste von PRETSCHER in BLAB u. Mitarbeit. 1984, Futterpflanzen nach HIGGINS & RILEY 1971)

Wirtspflanze	Tagfalter
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Minois dryas</i>
<i>Brachypodium pinnatum</i> agg.	<i>Hipparchia alcyone</i>
<i>Coronilla</i>	<i>Lycaeides argyrognomon</i>
<i>Corydalis</i>	<i>Parnassius mnemosyne</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Brenthis ino</i>
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	<i>Maculinea alcon</i>
<i>Geranium</i>	<i>Eumedonia eumedon</i>
<i>Lonicera</i>	<i>Limenitis camilla</i> , <i>L. reducta</i>
<i>Onobrychis</i>	<i>Agrodiaetus damon</i>
<i>Polygonum bistorta</i>	<i>Lycaena helle</i> , <i>Procllossiana eunomia</i>
<i>Prunus spinosa</i>	<i>Iphiclides podalirius</i> , <i>Nordmannia acaciae</i> , <i>Strymonidia spini</i>
<i>Sanguisorba officinalis</i>	<i>Maculinea teleius</i> , <i>M. nausithous</i>
<i>Sedum album</i>	<i>Parnassius apollo</i>
<i>Sesleria</i>	<i>Chazara briseis</i>
<i>Stachys recta</i>	<i>Lavatheria lavatherae</i>
<i>Thymus pulegioides</i> agg.	<i>Philotes baton</i> , <i>Maculinea arion</i>
<i>Vaccinium</i>	<i>Vacciniina optilete</i>
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	<i>Boloria aquilonaris</i>
<i>Vaccinium uliginosum</i>	<i>Colias palaeano</i>

auch schon eine schwerpunktmäßige Bindung für das Überleben abhängiger Sippen entscheidend sein (Oligophagie).

- Relikte florensgeschichtlich früher, prähistorischer Zeiten, natürlicher Vegetationsformationen oder der vormodernen Kulturlandschaft

- Sippen mit zumindest regional ausgeprägt rezesiver Bestandesentwicklung

B) Indikatorsippen für besondere Standortqualitäten

- von positivem Charakter (oligo- und mesotrophe Gewässer, nährstoffarme Böden)

- von negativem Charakter (Verschmutzungsanzeiger, Versalzungszeiger wie *Puccinellia distans*, Begleiter belastender landwirtschaftlicher Nutzungen, z. B. *Digitaria ischaemum*: Maisanbau)

C) Geobotanisch interessante Sippen, insbesondere

- Vorkommen in arealgeographischen Rand- oder Vorpostensituationen

- Klein- und Unterarten sog. kartierungskritischer Sippen (Verbreitung im allgemeinen nur unzulänglich bekannt)

- Neophyten mit Ausbreitungstendenzen

- Sippen mit unzulänglich bekanntem regionalem Verbreitungsbild

Die aufgeführten Gruppen stellen das Erfassungsmilieu dar. Bei Vertretern der Gruppen B) und C) kann überwiegend auf eine Schätzung der Bestandesgröße verzichtet werden.

1.3.2. Flächendeckende floristische Bestandesaufnahme

Die geeignete *Kartengrundlage* für die systematische, flächendeckende Bestandesaufnahme bietet sowohl vom Maßstab als auch vom Karteninhalt her die amtliche topographische Karte 1:25 000 (TK 25). Die Lokalisation der Fundorte auf dieser Karte ist so exakt möglich, daß großmaßstäbliche Verbreitungsbzw. Bestandeskarten entwickelt, Flächen für dringende Arten- bzw. Naturschutzmaßnahmen angegeben und Pflanzenvorkommen gezielt wieder aufge-

sucht werden können. Die Kartenblattausgaben der letzten Jahre wurden über Luftbildauswertung aktualisiert und geben ein differenziertes Bild der heutigen Verteilung von Wald und offenen Flächen wieder, z. B. mustergültig auf Blatt Nr. 8038 (Ausgabe 1975). Dadurch ist es sogar möglich geworden, in entwässerten, durch sekundäre Torfwälder sehr unübersichtlich gewordenen Hochmoorgebieten Hochmoorrest- und Regenerationsflächen ohne übermäßige Zeitverluste aufzuspüren¹.

Dem Anspruch einer flächendeckenden Kartierung wird am ehesten ein felderweises Vorgehen gerecht. Als *Arbeitseinheiten* eignen sich das halbe Minutenfeld (1/2 MF; Fläche um 1,1 km²) und das durch Gauß-Krüger-Koordinaten begrenzte *1 km²-Quadrat*. In mäßig anspruchsvollem Gelände entspricht ihnen die mögliche *Kartierungsleistung* eines Hochsommertages; in weitgehend ausgeräumten Landschaften läßt sich leicht ein ganzes Minutenfeld bewältigen. - In einer Vegetationsperiode sind unter Bedingungen des voralpinen Hügel- und Moorlandes zwei Blätter der topographischen Karte 1:25 000 zu schaffen.²

Voraussetzung einer effektiven Geländearbeit ist eine gründliche *kartenmäßige Vorplanung* des Arbeitsabschnittes anhand der TK 25. Hierfür werden in der Geländekarte all die (im Kartenbild bereits enthaltenen) Landschaftsstrukturen gekennzeichnet, in deren Bereich erfahrungsgemäß die Mehrzahl kartierungsrelevanter Sippen anzutreffen ist. Solche »Erwartungsobjekte« sind besondere orohydrographi-

¹) Leider ist auch die TK 25 nicht frei von Fehlern, so erscheint auf Kartenblatt Nr. 8039 (Ausgabe 1976) eine fast 2 km lange Umgehungsstraße von Vogtareuth, die in Wirklichkeit nicht existiert. Auf Blatt Nr. 8138 (Ausgabe 1982) wird (wie bei den vorhergehenden Ausgaben) für den Kolbermoorer Ortsteil Mitterhart ein »Tonwerk« angegeben, das schon 1913 abgebrannt ist und bald darauf abgebrochen wurde. Der Streckenverlauf des Kaltenbaches auf diesem Blatt ist stellenweise überholt und - als typische Folge einer fehlerhaften Luftbildinterpretation - erscheinen Bademoordeponien als Wasserflächen. Häufig werden längst trockengelegte Gebiete als Sumpfflächen, nasse Moore dagegen als Trockenflächen ausgewiesen.

²) Die Bestandesaufnahme nach dem Schnitt des Gauß-Krüger-Gitters ist günstiger als die gradnetzmäßige, wenn die EDV zu Aus- und Bewertungszwecken eingesetzt werden soll (vgl. Abschnitt 3.2.). Das eigene, minutenfeldweise Vorgehen ergab sich zwangsläufig aus der parallel erfolgenden Arbeit für die floristische Kartierung Bayerns.

ische Situationen wie Steilränder, Böschungen, Wälle, Gräben, ausgeprägte Senken, Mulden, Kuppen, Steilhänge, Hohlwege, Stillgewässer, (insbesondere mäandrierende) Bachläufe, Quellen, Wasserfälle, Sümpfe, Flächen mit einer bestimmten »Bodenbewachsung« wie Heiden, (Hoch-)Moore, Ödungen, Wiesen bzw. Weiden in ackerbaulich bestimmten Landschaften, Waldwiesen und Laubwälder. Ebenso markiert werden Verläufe mutmaßlicher Grenzen zwischen Moor- und Mineralböden in Waldgebieten, Waldränder neben Fahrwegen und Straßen sowie in steileren Hanglagen, Hecken, Steinhäufen, Materialentnahmestellen (Kies-, Sand-, Tongruben) und Ruinen. – Die durch verschiedene Farben hervorgehobenen Landschaftselemente bilden die Fixpunkte einer für die floristische Bestandaufnahme transparent gemachten Arbeitskarte, deren Besuch im Gelände zwingend ist (vgl. Abb. 12).

weils kurze Charakterisierung der Vegetation, Liste der kartierungsrelevanten Sippen mit Pflanzengrößenindices und ggf. Statusangaben) werden in jedem Fall getrennt nach Kartenfeldern (1/2 MF, 1 km²) unter denselben Positionsnummern notiert. Am Schreibtisch erfolgt dann später eine saubere Übertragung der Positionsnummern in eine zweite Ausfertigung der *Wuchsortkarte* 1 : 25 000. Diese wird bei der 1/2 MF-Kartierung in jeweils einen Quadranten umfassende Blätter zerlegt. Bei der quadratkilometerweisen Geländeaufnahme bieten sich 4 x 4 km große Kartenausschnitte an, die durch Gauß-Krüger-Koordinaten mit durch vier teilbarem Kilometerwert begrenzt werden. – In der Wuchsortkarte werden außerdem wertvolle Biotopflächen eingetragen (grüne Farbe), deren schutzwürdigste zusätzlich eine Begrenzungslinie erhalten. Ferner können naturdenkmalwürdige Bäume durch ein Zeichen kenntlich ge-

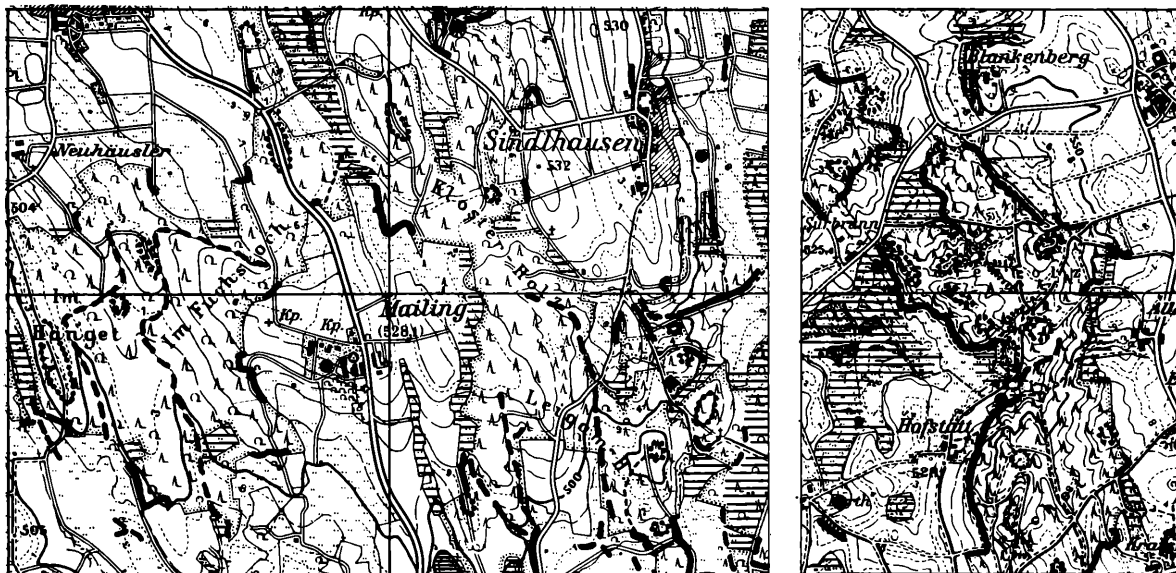


Abbildung 12

Für die Geländearbeit transparent gemachte Ausschnitte der topographischen Karte 1 : 25 000, links aus dem Grundmoränengebiet (Blatt Nr. 8037), rechts aus der Endmoränenzone (Blatt Nr. 7940). In der Praxis werden die verschiedenen **Typen potentieller Pflanzenfundorte** nicht wie hier durch schwarze Markierungen, sondern mit bestimmten Farben verdeutlicht. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 189/84.

Besonders in unübersichtlichen, walddreichen Landschaften können Luftbilder Hinweise auf weitere interessante Flächen liefern. Eine vollständige Erfassung von Arten durch extensive Nutzung geprägter Grünlandformationen wird in der Regel dadurch erreicht, daß die frühere Verbreitung entsprechend genutzter Flächen in heutigen Waldgebieten aus älteren Karten, insbesondere der Flurkarte 1 : 5000, übernommen wird. Weitere Ergänzungen können geologische Karten (z. B. Kleinmoore, Tuffvorkommen) und die amtlichen Biotopkarten 1 : 50 000 beisteuern.

Für die *Primärdokumentation*, die kartienfeldweise Niederlegung der Beobachtungen im Gelände, können Gauß-Krüger-1 km²-Quadrate durch die Koordinatenschnittpunkte in den jeweiligen linken unteren Ecken gekennzeichnet werden. *Minutenfelder* eines Quadranten werden wie eine mathematische Matrix durchnumeriert:

11	12	13	14	15
21	22	23	24	25
31	32	33	34	35

Die Angabe des Kartenfeldes »1/2-Minutenfeld« erfolgt durch den Zusatz N (Nord) oder S (Süd). Die einzelnen Fundortpositionen werden innerhalb eines jeden 1 km²-, Minuten- oder besser 1/2 Minutenfeldes fortlaufend numeriert¹, die Beobachtungen (je-

macht werden. – Abb. 13 zeigt einen Ausschnitt der Fundortkarte und einen maschinengeschriebenen Auszug der handschriftlichen Primärdokumentation.

Das »Auflösungsvermögen« der Wuchsortkarte wird durch den Kartenmaßstab² und den für die Positionsnummern beanspruchten Raum festgelegt (etwa 1 ha). Mehrere Fundorte innerhalb dieses Raums lassen sich aber in schriftlichen Aufzeichnungen weiter differenzieren. Andererseits ist es angebracht, in ausgedehnten, homogenen Vegetationsformationen (z. B. Wälder) die Einzelbestände einer größeren Fläche unter einer Positionsnummer zusammenzufassen. Dabei muß jedoch der Maßstab geplanter Auswertungsformen im Auge behalten werden. In der Bestandskarte 1 : 100 000 (Abschnitt 1.4.2.2.) würde die Punktsignatur für einen Kleinbestand gerade den Flächenbedarf einer Positionsnummer haben, die für einen mittleren Bestand würde etwa 5,5 ha und die für einen großen Bestand etwa 12,5 ha entsprechen.

Feste *Integrationsgrenzen* bilden die Begrenzungslinien der Kartenfelder. Wo sie einen Bestand durchschneiden, werden die Anteile der verschiedenen Kartenfelder daran getrennt geschätzt, um auch den

² Bei kleinen Bezugsräumen (z. B. Gemeindeflächen) und für Sonderzwecke sind entsprechende Kartierungen auch in größerem Maßstab (1 : 10 000 bis 1 : 2 500) sinnvoll.

¹ Bei der Erhebung des Autors minutenfeldweise.

Weg für die eventuelle Anfertigung von Raster-Verbreitungskarten offen zu halten. Bei einem der Bestandteile wird die Größe des Gesamtbestandes durch ein umringtes Bestandesgrößensymbol angegeben (z. B. *Nardus stricta*^{1,⊙}; vgl. auch den Auszug der Geländenotizen unter Abb. 13). Überhaupt wird dort,

wo durch die gedankliche Vereinigung der Bestände benachbarter Positionsnummern eine höhere Bestandesgrößensklasse erreicht wird, auch diese notiert, hervorgehoben durch den »Integrationsring«. Dies ist u. a. im Hinblick auf die kartenmäßige Auswertung der Aufzeichnungen angebracht.

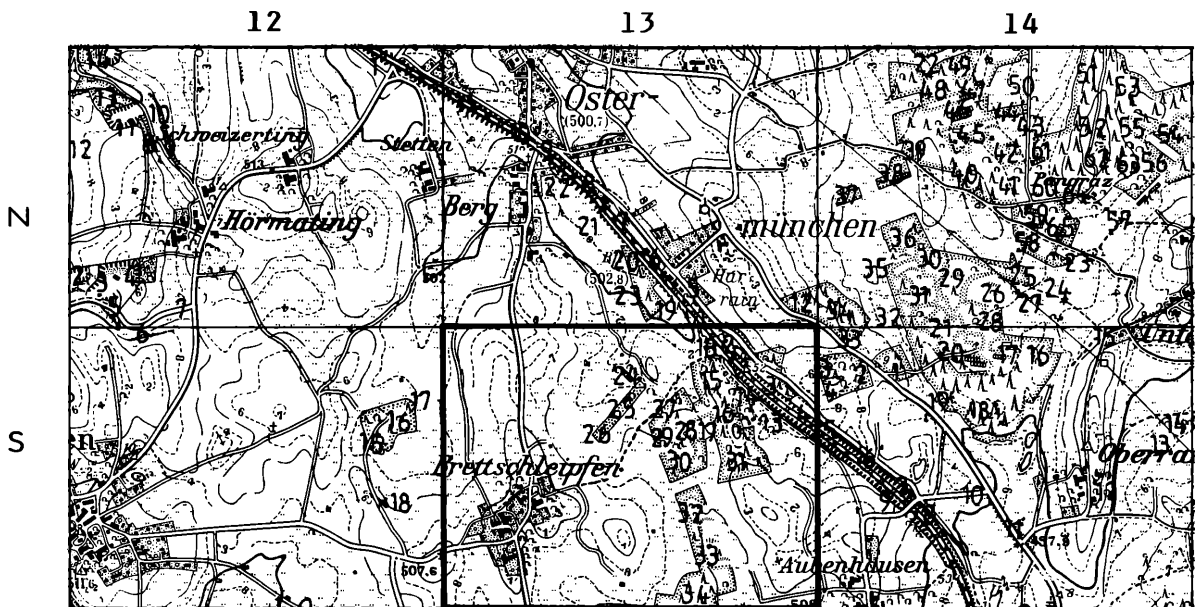


Abbildung 13

Ausschnitt aus einem Wuchsortkarten-Blatt (mit den Minutenfeldern 8038/3 - 12 bis 14)

Kartengrundlage: Topographische Karte 1: 25 000 Blatt 8038. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 189/84.

Auszug aus dem Geländeprotokoll zu Grundfeld 8038/3 - 13s (in Abb. 13 umrandet) vom 3.11.1983 (Artnamen im Gegensatz zum Geländeprotokoll ausgeschrieben)*:

Positions-

Nr.

- (28) durch Fichtenstreifen unterteilte, brachliegende, z.T. aufgeforstete Pfeifengras-Kohldistelwiesen mit *Deschampsia cespitosa*, *Briza media*, *Thymus pulegioides*^a *Agrostis canina*^a
- (29) - pfeifengrasbeherrschte. Pseudohochmoor mit Kiefernstreifen (ehemals gemähter Torfmoos-Pfeifengrasrasen):
Vaccinium oxycoccoides^d, *Eriophorum angustifolium*^d, *Andromeda polifolia*^d, *Carex echinata*², *Eriophorum vaginatum*³, *Calluna vulgaris*^d, *Salix aurita*, *Drosera rotundifolia*⁴, rote Sphagnum, *Polystichum strictum*^a, *Rhynchospora alba*^d, *Aulacomnium palustre*^b, *Melampyrum pratense*, *Drosera intermedia*^a
- kleine alte, flache, regenerierte Torfstiche (Pseudohochmoor-Vegetation):
Utricularia minor^a () *Peucedanum palustre*², *Sparganium erectum*^a, *Carex rostrata*^b
- am Westrand z.T. Heidekraut-Pfeifengrasrasen und Pfeifengras-Kiefernwald:
Carex lasiocarpa (fr)^b (kleiner Torfstich), () *Viola palustris*^b
- in der Mitte verwachsener, Ost-West-orientierter Quergraben:
*Carex elata*², *Epipactis palustris*¹, *Agrostis canina*^a, *Succisa pratensis*²; Landreitgras-Streifen; *Valeriana dioica*, *Laserpitium prutenicum*², *Selinum carvifolia*², *Salix repens*^I, *Galium uliginosum*, *Carex nigra*^a, *Achillea ptarmica*^a, *Juncus conglomeratus*, *Carex davalliana*^{1.0:1}, *Molinia caerulea*²
- (30) Moorabschnitt südlich des Grabens: Im Osten im Hangauslauf Maisacker, dann schöner Heidelbeer-Kiefernwald (stämmige Bäume in lichtem Stand), dann Faulbaum-Mantel und Gürtel junger Kiefern → offenes Schnabelriet - Pseudohochmoor, + verheidet, kaum Pfeifengras. Kleine Schlenken. Im Norden schmale, kaum abgesetzte Regenerationsstreifen.
Vaccinium oxycoccoides^d, *Andromeda polifolia*^d, *Eriophorum angustifolium*^d, *Drosera rotundifolia*⁴, *D. intermedia*[⊙], *Rhynchospora alba*[⊙], *Calluna vulgaris*[⊙], *Menyanthes trifoliata*^b, *Eriophorum vaginatum*⁴, *Carex lasiocarpa*^{1.N:b}, () *Leucobryum glaucum*^a

* () = randlich; Unterstreichung bzw. Umrahmung dienen dazu, im Objekt mengenmäßig hervortretende Sippen hervorzuheben (vgl. Abschnitt 1.3.3.2.1.)

1.3.3. Floristische Beschreibung flächenhafter Objekte

Die spezielle Darstellung der floristischen Verhältnisse und damit der Bausteine der Pflanzendecke ist bei botanischen Gebietsbeschreibungen mindestens ebenso wichtig wie die Analyse der Pflanzengesellschaften. Sie kann auch durch pflanzensoziologische Tabellen und Vegetationskarten nicht ersetzt werden; die artenschutzmäßige Bedeutung des Gebiets läßt sich nur auf ihrer Basis beurteilen. Taxonomische Zuverlässigkeit und Detailliertheit, Vollständigkeitsgrad hinsichtlich der Erfassung für das Objekt wesentlicher Sippen und der Informationsgehalt von Mitteilungen über die Bestandesgröße artenschutzrelevanter Vorkommen entscheiden in erster Linie über die Qualität der floristischen Darstellung.

1.3.3.1. Wiedergabe der Flora bei ausgewählten bayerischen Biotopkartierungen

1.3.3.1.1. Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern (Maßstab 1 : 50 000)

Der erste Durchgang der bayerischen Biotopkartierung (unter Regie des Lehrstuhls für Ökologie der TU München und im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz) erfolgte für die außeralpinen Teile Bayerns im Eilverfahren während der Jahre 1974 und 1975. Dem Bearbeiter eines Kartenblattes (etwa 55 000 ha) standen nur 15 bis 20 Tage für die Geländeaufnahme zur Verfügung. Auf die Durchforschung größerer zusammenhängender Waldgebiete wurde von vornherein verzichtet.

Kartiert wurde in erster Linie nach vegetationskundlichen Gesichtspunkten; sog. »Kartierungsbestände«, die überwiegend Vegetationsformationen entsprechen, wurden nach ihrem prozentualen Flächenanteil geschätzt (KAULE & Mitarb. 1979). Die bis etwa 1980 gebräuchlichen Formulare zur Biotopbeschreibung sahen weiterhin Eintragungen für »dominante Bestände« bzw. Pflanzengesellschaften, für »dominante Arten« und für »seltene Arten« vor. In den beiden letztgenannten Kategorien lassen sich prinzipiell die wesentlichsten Komponenten floristischer Gebietsbeschreibungen erfassen. Angaben zur Größe von Beständen einzelner Pflanzen waren nicht vorgesehen.

Die nachfolgende Beurteilung dieser Biotopkartierung beruht auf einer Auswertung für das Jungmoränengebiet des Inn-Vorlandgletschers (Naturraum 038 ohne Chiemseegebiet; Ausfertigung der Kartierungsunterlagen aus dem Jahr 1980, etwa 500 Erhebungformulare umfassend). Danach erfolgte die taxonomische Ansprache bis auf Einzelfälle korrekt¹. Allerdings ist, wie eigene Bestandesaufnahmen in einer Vielzahl der ausgeschiedenen Biotopflächen zeigten, der Erfassungsgrad »wesentlicher« Sippen gering (vgl. Abschnitt 1.3.3.2.). Der Inhalt der kurzen Artenlisten wird neben den von Fläche zu Fläche verschiedenen »dominanten« Arten von dem bestimmt, was als »Seltene Arten (für Naturraum und Bayern)« zu bezeichnen ist. Wegen der Lage aller untersuchten Biotope im selben Naturraum sollten den von den

¹) Falsch sind z. B. die für verschiedene Biotope auf Kartenblatt L 7938 gemachten Angaben von *Senecio congestus* (= *S. tubicaulis*), von *Nymphaea alba* für die Biotope L 8138/40 und 58 (in beiden Fällen *Nuphar lutea*), von *Petasites spurius* (anstelle von *P. paradoxus* in Biotop L 8138/77: Schreibfehler), der Flatterulme (*Ulmus laevis*) in Biotop L 8136/58, und von *Galium schultesii* (Biotope L 8136/73, L 8338/18 und L 8338/42). Bei den Angaben von *Apium nodiflorum* (Biotope L 8136/60 und L 8136/94) fehlt der Zusatz »agg.« (es handelt sich um *A. repens*).

drei verschiedenen Bearbeitern in diesem Feld gemachten Angaben einheitliche Vorstellungen über die Palette dessen, was selten ist, zugrunde liegen. Von insgesamt 103 Gefäßpflanzensippen, die nachweislich in Biotopen aller Bearbeiter vorkommen, wurden aber nur 8 (7,3 %) auch von allen Bearbeitern registriert bzw. entsprechend eingestuft, und nur 20 Sippen (19,4 %) wurden wenigstens von zwei Kartierern als selten bewertet. Den Großteil von 75 Sippen (72,8 %) sah offensichtlich nur jeweils ein Bearbeiter als selten an.

Die unterschiedliche Sichtweise der Kartierer führte also zu einer zumindest im Hinblick auf die Darstellung der floristischen Verhältnisse sehr heterogenen, willkürlichen, nicht repräsentativen Datensammlung, der auch Spuren einer nachträglichen Durchsicht und Angleichung fehlen. Dies mag damit teilweise entschuldigt werden, daß die bayerische Biotopkartierung nicht als Wuchsortkartierung seltener und gefährdeter Arten konzipiert war. So gibt diese Biotopkartierung zwar den einen oder anderen wertvollen, auch für den Artenschutz relevanten, floristischen Hinweis, mehr jedoch nicht. Auf diese Unzulänglichkeiten muß eindringlich hingewiesen werden, da dieser Umstand offensichtlich gern übersehen wird und Versuche stattgefunden haben, auf dieser wackeligen Grundlage Gebietsbewertungen unter Aspekten des Artenschutzes durchzuführen.

Die Hauptverantwortlichen für die Biotopkartierung (KAULE & Mitarb. 1979) sahen diese Mängel durchaus und wiesen darauf hin, daß »eine Durchforschung der Landschaftsräume, die sowohl die vegetationskundlichen als auch die floristischen, die faunistischen und standörtlichen Verhältnisse umfassend berücksichtigt«, nicht durchgeführt werden konnte (S. 12) und daß »die unmittelbare Verwendung der Ergebnisse der ersten Bestandesaufnahme für »örtliche Fremdplanungen« die »Gefahr der Fehlinterpretation« in sich birgt (S. 95). Die Biotopkartierung soll aber Eingang finden »in überörtliche und örtliche Planungen, vorwiegend regionale Landschaftsrahmenplanung, Landschaftsplan, die Gestaltungspläne, Naturschutzplanung, Grünordnungspläne und Wald funktionsplan« (S. 13). Wenn dies die floristische Seite auch nur mittelbar berührt, so sollen hier doch noch einige Anmerkungen folgen, die zeigen, wie berechtigt der Hinweis in der »Anlage zu den Biotopkarten« ist, daß »die Biotopkartierung für die unmittelbare Übernahme in örtliche Planungen nur nach entsprechenden Ergänzungen geeignet« ist. Exakter wäre allerdings die Formulierung »Ergänzungen und Berichtigungen« (vgl. Abb. 14):

- Auch außerhalb »größerer zusammenhängender Waldgebiete« ist der *Erfassungsgrad* schutzwürdiger Biotope oft sehr unbefriedigend. Gründe dafür sind nicht Schwellen der Kartierungswürdigkeit (es wurden durchaus Objekte weit geringerer Qualität ausgewiesen), sondern vor allem die durch das Tempo der Bestandesaufnahme erzwungene Oberflächlichkeit und der kleine Kartenmaßstab, der es leicht macht, kleinere Objekte zu übergehen.

- Die flächenhafte Abgrenzung der Objekte auf der Biotopkarte erfolgte vielfach nicht nur sehr »großzügig«; mangelnde Sorgfalt führte verschiedentlich sogar zur gänzlich falschen Lokalisation.

- Oft wurden mehrere isolierte Einzelobjekte unter einer Biotopnummer zusammengefaßt und auch in der zugehörigen Beschreibung nicht unterschieden (zusätzliche räumliche Unschärfe).

Kartengrundlage: Topographische Karte 1:50 000 Blatt L 8138. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 189/84.



- ✘ Streichung (falsch lokalisierte flächenhafte und nicht kartierungswürdige Abschnitte linienhafter Biotope)
- Flächenhafte schutzwürdige Biotope:
 - Bestätigung
 - Ergänzung
- reichstrukturierte, großflächige Landschaftsausschnitte mit extensiv genutzten Bereichen und wertvollen Kleinbiotopen
- Linienhafte schutzwürdige Biotope:
 - Bestätigung
 - Ergänzung

Abbildung 14

Ausschnitt aus Blatt Rosenheim der bayerischen **Biotopkartierung** 1:50 000 (Ausfertigung 1980), versehen mit Korrekturen und Ergänzungen des Autors. Unterlagen: BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ

Tabelle 9:

Gegenüberstellung zweier Artenlisten¹ für dasselbe Gebiet (Biotop Nr. L 8136/62, Kupferbachleite unterhalb von Loibersdorf/Glonn)
 (Die Nomenklatur wurde angeglichen², die Gruppierung der Pflanzen beibehalten)

Artenliste aus LANDKREIS MÜNCHEN, 1982: Die Biotope des Landkreises München I, 165 - 168 Aufnahme vom 12.5.1981	Artenliste Zahlheimer, vom 13.10.1983, ergänzt durch Beobachtungen vom 28.6.1981	Artenliste aus LANDKREIS MÜNCHEN, 1982: Die Biotope des Landkreises München I, 165 - 168 Aufnahme vom 12.5.1981	Artenliste Zahlheimer vom 13.10.1983, ergänzt durch Beobachtungen vom 28.6.1981
"BAUMSCHICHT"			
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Abies alba</i> <i>Acer campestre</i> <i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Alnus glutinosa</i> <i>Alnus incana</i>	<i>Cochlearia officinalis</i>	<i>Chrysosplenium alternifolium</i> <i>Circaea lutetiana</i> <i>Cirsium oleraceum</i> <i>Cirsium palustre</i> <i>Cochlearia pyrenaica</i> <i>Convallaria majalis</i> <i>Crepis paludosa</i> <i>Epipactis helleborine</i> <i>Epilobium montanum</i> <i>Eupatorium cannabinum</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Filipendula ulmaria</i> <i>Fragaria vesca</i> <i>Galium odoratum</i> <i>Galium rotundifolium</i> <i>Galium sylvaticum</i> <i>Gentiana asclepiadea</i> <i>Geranium robertianum</i> <i>Geum rivale</i> <i>Geum urbanum</i> <i>Hepatica nobilis</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Betula pendula</i> <i>Carpinus betulus</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Hieracium sylvaticum</i> <i>Impatiens noli-tangere</i> <i>Knautia dipsacifolia</i> <i>Lamium montanum</i> <i>Lamium maculatum</i> <i>Lapsana communis</i> <i>Lilium martagon</i> <i>Lysimachia nemorum</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Maianthemum bifolium</i> <i>Mentha aquatica</i> <i>Mentha longifolia</i> <i>Mercurialis perennis</i> <i>Mycelis muralis</i> <i>Neottia nidus-avis</i> <i>Orthilia secunda</i> <i>Oxalis acetosella</i> <i>Paris quadrifolia</i> <i>Petasites albus</i> <i>Phyteuma spicatum</i> <i>Plantago major</i> <i>Polygonatum multiflorum</i> <i>Potentilla erecta</i> <i>Potentilla reptans</i> <i>Potentilla sterilis</i> <i>Prenanthes purpurea</i> <i>Primula elatior</i> <i>Primula veris</i> (?) <i>Prunella vulgaris</i> <i>Pulmonaria officinalis</i> <i>Ranunculus acris</i> <i>Ranunculus lanuginosus</i> <i>Ranunculus repens</i> <i>Rubus fruticosus</i> agg. <i>Rubus idaeus</i> <i>Rumex obtusifolius</i> <i>Sanicula europaea</i> <i>Scrophularia nodosa</i> <i>Scrophularia umbrosa</i> <i>Senecio fuchsii</i> <i>Silene dioica</i> <i>Solanum dulcamara</i> <i>Solidago virgaurea</i> <i>Stachys sylvatica</i>
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Galium odoratum</i>	
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Galium odoratum</i>	
<i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i> <i>Populus tremula</i> <i>Prunus avium</i> <i>Quercus robur</i>	<i>Galium sylvaticum</i>	
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Sorbus aucuparia</i> <i>Tilia platyphyllos</i> ssp. <i>cordifolia</i> <i>Ulmus glabra</i>	<i>Geranium robertianum</i>	
"STRAUCHSCHICHT"			
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Berberis vulgaris</i> <i>Clematis vitalba</i> <i>Cornus sanguinea</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Crataegus laevigata</i> <i>Crataegus monogyna</i> agg.	<i>Hepatica nobilis</i> <i>Heracleum sphondylium</i> <i>Impatiens noli-tangere</i> <i>Lamiastrum galeobdolon</i> <i>Lamium purpurea</i> (??)	
<i>Corylus avellana</i>	<i>Daphne mezereum</i> <i>Euonymus europaea</i> <i>Frangula alnus</i>	<i>Maianthemum bifolium</i> <i>Mentha aquatica</i>	
<i>Daphne mezereum</i>	<i>Daphne mezereum</i> <i>Hedera helix</i> <i>Ligustrum vulgare</i> <i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Mentha pulegium</i> (falsch!) <i>Mercurialis perennis</i>	
<i>Hedera helix</i>	<i>Ligustrum vulgare</i> <i>Lonicera xylosteum</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Rhamnus cathartica</i> <i>Rosa arvensis</i> <i>Rosa pendulina</i> <i>Salix caprea</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Salix purpurea</i>	<i>Oxalis acetosella</i> <i>Paris quadrifolia</i> <i>Phyteuma spicatum</i> <i>Polygonatum multiflorum</i>	
<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Sambucus nigra</i> <i>Sambucus racemosa</i> <i>Viburnum lantana</i> <i>Viburnum opulus</i>		
<i>Lonicera xylosteum</i>			
<i>Sambucus nigra</i>			
<i>Viburnum lantana</i>			
"KRAUTSCHICHT"			
<i>Actaea spicata</i>	<i>Actaea spicata</i>	<i>Prenanthes purpurea</i>	
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Aegopodium podagraria</i> <i>Ajuga reptans</i> <i>Alchemilla vulgaris</i> agg. <i>Anemone nemorosa</i> <i>Angelica sylvestris</i> <i>Aquilegia vulgaris</i> (angesalbt) <i>Arum maculatum</i> <i>Asarum europaeum</i> <i>Astragalus glycyphyllos</i> <i>Atropa bella-donna</i> <i>Caltha palustris</i> <i>Campanula persicifolia</i> <i>Campanula rapunculoides</i> <i>Campanula rotundifolia</i> <i>Campanula trachelium</i> <i>Cardamine impatiens</i> <i>Cephalanthera longifolia</i> <i>Chaerophyllum aureum</i> <i>Chaerophyllum hirsutum</i> <i>Chelidonium majus</i>	<i>Primula elatior</i> <i>Primula veris</i> (?) <i>Prunella vulgaris</i> <i>Pulmonaria officinalis</i> <i>Ranunculus acris</i> <i>Ranunculus lanuginosus</i> <i>Ranunculus repens</i> <i>Rubus fruticosus</i> agg. <i>Rubus idaeus</i> <i>Rumex obtusifolius</i> <i>Sanicula europaea</i> <i>Scrophularia nodosa</i> <i>Scrophularia umbrosa</i> <i>Senecio fuchsii</i> <i>Silene dioica</i> <i>Solanum dulcamara</i> <i>Solidago virgaurea</i> <i>Stachys sylvatica</i>	
<i>Ajuga reptans</i>			
<i>Anemone nemorosa</i>			
<i>Asarum europaeum</i>			
<i>Atropa bella-donna</i>			
<i>Chelidonium majus</i>			

Fortsetzung von Tabelle 9:

Artenliste aus
LANDKREIS MÜNCHEN, 1982:
Die Biotope des Landkreises
München I, 165 168
Aufnahme vom 12.5.1981

Artenliste Zahlheimer,
vom 13.10.1983, ergänzt
durch Beobachtungen
vom 28.6.1981

Artenliste aus
LANDKREIS MÜNCHEN, 1982:
Die Biotope des Landkreises
München I, 165 168
Aufnahme vom 12.5.1981

Artenliste Zahlheimer
vom 13.10.1983, ergänzt
durch Beobachtungen
vom 28.6.1981

	<i>Stellaria nemorum</i>		"FARNGEWÄCHSE"
<i>Symphytum bulbosum</i> (falsch!)	<i>Symphytum tuberosum</i>		<i>Asplenium ruta-muraria</i>
<i>Symphytum officinale</i>			<i>Asplenium trichomanes</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Taraxacum officinale</i> agg		<i>Asplenium viride</i>
	<i>Thalictrum aquilegifolium</i>		<i>Athyrium filix-femina</i>
	<i>Tussilago farfara</i>		<i>Blechnum spicant</i>
<i>Urtica dioica</i>	<i>Urtica dioica</i>		<i>Cystopteris fragilis</i>
	<i>Vaccinium myrtillus</i>		<i>Dryopteris affinis</i>
	<i>Valeriana dioica</i>	<i>Dryopteris cristata</i> (falsch!)	<i>Dryopteris carthusiana</i>
	<i>Valeriana officinalis</i> agg.		<i>Dryopteris dilatata</i>
	<i>Verbascum thapsus</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>
	<i>Veronica chamaedrys</i>		<i>Equisetum arvense</i>
	<i>Veronica montana</i>		<i>Gymnocarpium robertianum</i>
	<i>Veronica officinalis</i>		<i>Huperzia selago</i>
	<i>Viola collina</i>		<i>Lycopodium annotinum</i>
	<i>Viola mirabilis</i>		<i>Polystichum aculeatum</i>
<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>		<i>Thelypteris limbosperma</i>
	"GRÄSER"		"MOOSE"
	<i>Agrostis stolonifera</i>		<i>Anomodon attenuatus</i>
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Brachypodium sylvaticum</i>		<i>Atrichum undulatum</i>
	<i>Bromus benekenii</i>		<i>Bazzania trilobata</i>
	<i>Carex acutiformis</i>		<i>Brachythecium rutubalum</i>
	<i>Carex alba</i>		<i>Brachythecium velutinum</i>
	<i>Carex brizoides</i>		<i>Cirriphyllum piliferum</i>
	<i>Carex digitata</i>		<i>Conocephalum conicum</i>
	<i>Carex elata</i>		<i>Cratoneurum commutatum</i>
	<i>Carex flacca</i>		<i>Ctenidium molluscum</i>
	<i>Carex leporina</i>		<i>Dicranum scoparium</i>
	<i>Carex ornithopoda</i>		<i>Eurhynchium striatum</i>
	<i>Carex paniculata</i>		<i>Fissidens cristatus</i>
	<i>Carex pilulifera</i>		<i>Fissidens taxifolius</i>
<i>Carex riparia</i> (falsch!)			<i>Homalia trichomanoides</i>
<i>Carex strigosa</i> (falsch!)			<i>Hylocomnium splendens</i>
<i>Carex sylvatica</i>	<i>Carex sylvatica</i>		<i>Hypnum cupressiforme</i>
	<i>Dactylis glomerata</i>		<i>Isoetecium alopecuroides</i>
	<i>Festuca arundinacea</i>		<i>Metzgeria furcata</i>
	<i>Festuca gigantea</i>		<i>Mnium cuspidatum</i>
<i>Festuca rubra</i>	<i>Festuca rubra</i> agg.		<i>Mnium punctatum</i>
	<i>Hordelymus europaeus</i>		<i>Mnium rostratum</i>
	<i>Juncus bufonius</i>		<i>Mnium undulatum</i>
	<i>Juncus effusus</i>	<i>Mnium undulatum</i>	<i>Plagiochila asplenioides</i>
	<i>Luzula luzuloides</i>		<i>Plagiochila porelloides</i>
	<i>Luzula pilosa</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>
	<i>Melica nutans</i>		<i>Polytrichum formosum</i>
<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>		<i>Preissia quadrata</i>
<i>Phragmites australis</i>	<i>Phragmites australis</i>		<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Quellbach)
	<i>Poa annua</i>	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (?)	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>
	<i>Poa nemoralis</i>		<i>Scleropodium purum</i>
	<i>Poa trivialis</i>	<i>Scleropodium purum</i>	<i>Thamnobryum alopecurum</i>
			<i>Thuidium tamariscinum</i>
			<i>Tortella tortuosa</i>
	"WASSERPFLANZEN"		NACHTRAG 2.5.84
	<i>Berula erecta</i>		<i>Adoxa moschatellina</i>
<i>Nasturtium officinale</i>	<i>Cardamine amara</i>		<i>Anemone ranunculoides</i>
<i>Ranunculus fluitans</i> (falsch!)	<i>Nasturtium microphyllum</i>		<i>Corydalis cava</i>
	<i>Ranunculus trichophyllus</i> ³		<i>Lathraea squamaria</i>
	<i>Veronica beccabunga</i>		<i>Leucojum vernum</i>
			<i>Milium effusum</i>

¹⁾ nur Gefäßpflanzen und Moose berücksichtigt

²⁾ Nomenklatur der Gefäßpflanzen nach EHRENDORFER (1973), der Moose nach FRAHM & FREY (1983)

³⁾ im vorgelagerten Bach

1.3.3.1.2. Biotopkartierung des Landkreises München

Seit dem ersten Durchgang der bayerischen Biotopkartierung wurden in verschiedenen Land- und Stadtkreisen \pm flächenscharfe »Biotopnachkartierungen« durchgeführt. Der LANDKREIS MÜNCHEN hat seine Biotopkartierung 1982 veröffentlicht. Deshalb, und weil sie auch Teile des eigenen Arbeitsgebiets abdeckt, soll sie hier als Beispiel dienen. Auf die Häufung gravierender Falschmeldungen von Arten in dieser Publikation (deren Verdienst in der Ergänzung der Zahl berücksichtigter Flächen und der großmaßstäblichen, genauen Abgrenzung liegt) und auf die Gefahren, die aus einer behördlich veranlaßten Miniaturfloristik erwachsen, hat bereits MERXMÜLLER (1983) in der gebührenden Deutlichkeit hingewiesen¹. Hier soll vor allem ein Mangel angesprochen werden, der die Repräsentativität der floristischen Darstellung betrifft. Er hängt mit den neuen Formularen zusammen, die vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz seit einigen Jahren für die Kartierung zur Verfügung gestellt werden. Das Feld »Dominante Arten«, das immerhin den Ansatz einer Quantifizierung der Pflanzenbestände verlangte, entfiel. An seiner Stelle trat Platz für eine umfangreiche Artenliste, in der Arten der Roten Liste unterstrichen werden sollen.

Die neuen Formulare regen sicher dazu an, eine viel größere Zahl von Arten zu notieren, aber *Artenlisten* zeigen immer nur einen mehr oder weniger umfangreichen Ausschnitt der Realflora. Ein hoher Erfassungsgrad ist nur durch großen Zeitaufwand zu erkaufen. Wie unvollständig und damit willkürlich selbst verhältnismäßig lange Artenlisten sein können, zeigt das Beispiel der Tab. 9. In ihr wurde für dasselbe Objekt die Aufzählung aus der Biotopdokumentation des Landkreises München einer auf höhere Vollständigkeit angelegten Erhebung (mit dreifacher Artenzahl) gegenübergestellt. – Andernorts (z. B. im Stadtkreis Rosenheim) erfolgten Kartierungen nach demselben verbesserungsbedürftigen Muster.

Ein erheblich treffenderes Bild der floristischen Verhältnisse vermögen demgegenüber verkürzte Artenlisten zu liefern, die sich auf die für den Lebensraum wesentlichen Arten beschränken und mittels spezieller Angaben auch einen Eindruck von den *Mengenanteilen* der Sippen vermitteln (vgl. folgenden Abschnitt)². Sollen solche Listen auch noch dazu beitragen, die Bedeutung eines Objekts für den Artenschutz aufzuhellen, so kann zudem auf *absolute Bestandesgrößenschätzungen* nicht verzichtet werden. – Es bleibt zu hoffen, daß künftige Projekte verstärkt darauf Rücksicht nehmen werden und daß sich die Erkenntnis durchsetzt, daß eine befriedigende botanische Bestandaufnahme nur dann erreicht werden kann, wenn dafür speziell floristisch qualifizierte Kräfte eingesetzt werden.

1.3.3.2. Alternative Dokumentationsweise botanisch wertvoller Flächen

Einen Teil des in Niedersachsen unlängst angelaufenen Programms zur Erhebung floristischer Daten für den Artenschutz (HAEUPLER & GARVE 1983) stellt die gebietsweise Sammlung floristischer Daten

1) Es sei nur ergänzt, daß bei den 13 aus dem Würm-Endmoränengebiet des Inngletschers beschriebenen Biotopen neben den von MERXMÜLLER mitgeteilten u. a. folgende Falschangaben erfolgt sind: *Carduus acanthoides*, *Carex riparia*, *Dryopteris cristata*, *Epilobium collinum*, *Melica uniflora*, *Ranunculus fluitans*, *R. sarosius* und *Torilis arvensis*.

2) Bei der aktuellen Biotopkartierung Bayerns wird die *relative* Pflanzenmenge durch Indices hinter den Artnamen befriedigend wiedergegeben.

dar. Hierfür stehen ein »Meldebogen für Arten der Roten Liste Gefäßpflanzen« und Strichlisten für die übrigen Sippen zur Verfügung, die zusätzlich Spalten für den Status und die in 8 Stufen zu schätzende Bestandesgröße haben (vgl. Abschnitt 1.2.1.). Der Vorbildcharakter dieses Projekts wird jedoch nach Ansicht des Autors durch überzogene Informationsansprüche geschmälert, und die Strichlisten ersparen zwar viel Zeit bei der Auswertung – für den Kartierer im Gelände sind sie ein zeitraubendes Ärgernis.

Der Versuch, das gesamte Gefäßpflanzenspektrum eines Gebiets zu registrieren, ist – wie im vorigen Abschnitt dargelegt – nicht nur sehr aufwendig, sondern auch überflüssig. Es tut der Qualität einer floristischen Objektbeschreibung keinen Abbruch, wenn sporadisch eingestreute Ubiquisten ignoriert werden. Die für die floristische Beschreibung des Objekts »wesentlichen Sippen« setzen sich aus zwei Gruppen zusammen – den »bemerkenswerten Sippen«, die bereits in Abschnitt 1.3.1. charakterisiert wurden, und den »mengenmäßig hervortretenden oder (in der Fläche) häufigen Sippen«. Diese bestimmen nicht nur Aspekt und räumliche Struktur der Pflanzendecke, sie sind vielfach auch entscheidend für die Lebensbedingungen der Fauna und legen die Rolle des Objekts im Naturhaushalt weitgehend fest.

Während die (absoluten) Bestandesgrößen der bemerkenswerten Sippen mittels sechsstufiger Skalen angegeben werden sollten, genügt es bei den Arten der zweiten Gruppe bereits, nach der relativen Pflanzenmenge dominante, sonstige mengenmäßig stark repräsentierte und häufige zu unterscheiden. Zusammen mit einer allgemeinen Vegetationsbeschreibung vermittelt diese *differenzierte und quantifizierte Artenliste* auch schon ohne aufwendige pflanzensoziologische Dokumentation ein anschauliches Bild der Pflanzendecke.

Allerdings stellt auch dieses Verfahren (ähnlich wie die flächendeckende Kartierung) höchste Ansprüche an die Konzentration des Geländebotanikers.

1.3.3.2.1. Aspekte zur Bezugsfläche; Datensammlung im Gelände

In Kombination mit der flächendeckenden floristischen Bestandaufnahme erfaßte der Autor seit 1980 eine Zahl von fast 500 flächenhaften Objekten und Objektteilflächen. Vor allem handelte es sich dabei um Grundlagenerhebungen für naturschutzrelevante Beschreibungen in Landschaftsplänen, die durch Flurkarteneintragen im Maßstab 1 : 5000 ergänzt wurden (in den übrigen Fällen wurden die Objekte auf der Wuchsortkarte 1 : 25000 lokalisiert).

Um auch eine einwandfreie Auswertung für Bestandskarten einzelner Sippen zu ermöglichen, dürfen die *Bezugsflächen* der floristischen Objekterfassung nicht zu ausgedehnt sein. Bei großflächigen Objekten ist eine Unterteilung in mehrere getrennt aufzunehmende Teilflächen möglichst quadratähnlicher Form mit Größen unter 5 ha erforderlich. Diese Teilflächen müssen nach im Gelände vorhandenen, gut sichtbaren Marken abgegrenzt werden¹. Unterteilt werden müssen auch langgestreckte Objekte (Limit ca. 300 m). Außerdem sollen verschiedenen Kartenfeldern (1/2 MF, 1 km²-Feld) angehörende Teilflächen getrennt erfaßt werden. Wo die Bestandsanalyse Klärung bei naturschutzrelevanten Abgrenzungsproblemen bringen soll, ist sogar die flurstückweise Kartierung sinnvoll. – In all diesen Fällen kann es für

1) Einer wesentlich über diesen Wert hinausgehenden Bezugsfläche setzen auch die Gedächtnisleistung und die Integrationsfähigkeit des Gehirns deutliche Schranken – zumal in artenreichen Lebensräumen, wo die Beobachtungen vieler Pflanzen über einen längeren Zeitraum hinweg aufsummiert werden müssen.

Blatt-Nr. TK 25	Quad- rant	Minuten- feld- Nr.	lfd. Objekt- Nr.
--------------------	---------------	--------------------------	------------------------

Blatt-Nr.: 1

Objekt-Nr.: 8037/1-31(02)

Fotos: _____

Name/Lage: Biotope L 8136/62: Kupferbachleite
unterh. v. Leibersdorf / Glemn

Datum/Quelle: 13.10.83, 2.5.84

Wesentliche Pflanzensippen (BO - BU - S - K - MB - (MF) - (MS) - (E):

Bedrohte, Seltene: Lochl^{N:2, M:⊕, S:2}, Rospend^{N, M: II}, Cephal^{ther}
long^{N:1}, gent'na ascl^{M:1}, Stupetz^{M: S1}; SO: 3-4, III

Weitere Bemerkenswerte: Neott², Lil mast^{N, SW:2, ③}, Ag rou^(A), Ep'is hell¹, Viol coll², Gali syl⁴, Hepat⁴, Gali: odor^{d-e},
Ly'opt frag^{S:2}, Aspl mir^{N:2}, A. trich^{S:4, H}, Polyst acul^{S: II}, Ex orn⁴,
C. elat^{N:1, S:1}, C. dig⁴⁻⁵, Brom bene⁴, Ex alb^{N, M: d}, Hordeley^{M, SW:4}
Camp pers^{N, M: b'}, Convall^{N: a'}, Aspl rut^{N:1}, Ly'car rob^{N, M: b'}, Ly'odi au^{N, M: b}
Actae⁴, Pier⁴, Orthil^{N:1}, P'ne imp⁴, Ex p'ata^{M:1}, Pat'ker ster^{N: a'}, Dryop aff²

Sonstige: B: Fi, Bu^E, bl^C, slⁱ [ordif.]^{M, M: B}, lA^D, hBi, As, sEi, Hb^{B, E}

S: Coryl, Ber von, Loxy, Daph^{IV}, Lamb wig, Lig, Vib lan^{II}, Lotuna,
K: Gräs: Brach syl, Ex flacc, C. syl, Luz pil, Ex briz^d, Fest zig, Luz alb^d
Kräut: Dryop fi⁺⁴, L'ant mo^f, Merc per^{S: e}, Phyt op⁴, Sanic⁴,
Chaer hier^t, Asar^d, Plat mult^{SW: r4}, Lhr'apl alt^{M: d'}, Veru mo¹

Moose: Conoc con^α, Lo'eur con, Mri und, Polytr fo, Thuid tan, Prein^{M: α}

Gelände/Substrat: ± steiler Oberhang, i. S. m. Nagelfluhaufschluss;
auch sonst N.-Felsen. Darunter Quellhorizont mit i. M, S u. N-Rot.

Allgem. Beschreibg./Nutzung: kräftig. Rheskrenen, kl. Flachwä., ...
Hochwald (überriegd. Baumholz, 2. V. Stangenholz): Fichten-
monok. (v.a. unter Hangabahn i. M, S), Fi-reicher Bu-ü. Edellaubholzbest.

Vegetationseinheiten: Aperulo-Faget (Fi-reich): Oberhang //
Ei-Hb-Maul^{N: Pd.} // Aeri-Frasinet. bzw. bl-bl-Wald // (Carici rem-
Frasinet.) // Cratonerret con. // Lamb-wig.-Fi-Forst^{SO} //

Störungen: forstliche Verfremdung

Faunist. Beob.: Fuchsbaute i. S. (unter Felsw., Oberh.); Granfrosch

die Weiterverarbeitung angebracht sein, die Aufzeichnungen zu den Teilflächen zusätzlich in einer Übersicht für das ganze Objekt zu vereinigen.

Sobald die Bezugsfläche etwa 2 ha übersteigt, ist es zweckmäßig, den Angaben bemerkenswerter Sippen *Richtungssymbole* beizugeben, die – ausgehend von der Flächenmitte (M) – eine genauere Lokalisation ermöglichen. Die Richtung des Flächenabschnitts, in dem sich der Schwerpunkt des Vorkommens befindet, kann durch Unterstreichungen gekennzeichnet werden. An die Richtungssymbole werden die Bestandesgrößenwerte (durch Doppelpunkt getrennt) angefügt. Beispiel: *Carex dioica* w:a', s'o:b', s:b'.

Den vom Autor verwendeten *Erhebungsbogen* für die Primärdokumentation im Gelände stellt **Abb. 15** dar. Er ist zwar nicht EDV-gemäß, dafür aber ganz auf die Arbeit im Gelände abgestimmt. Die darauf sichtbaren handschriftlichen Eintragungen stellen einen Teil der Erhebungen dar, die die Grundlage für die Tabellen 9 und 10 bilden.

Die Objekt-Nummer setzt sich aus der Minutenfeldnummer und der minutenfeldweise zu vergebenden Objektkennzahl zusammen. In der Zeile »*Wesentliche Pflanzensippen*« sind Abkürzungen für die einzelnen Vegetationsschichten angegeben. Dabei bedeuten *BO* obere Baumschicht, *BU* untere Baumschicht, *S* Strauchschicht, *K* Krautschicht, *MB* Boden- und Wassermoos (sowie Algen), *MF* fels- bzw. steinbesiedelnde Moose, *MS* saprophytische Moose (morsches Holz), *E* Epiphyten. Der Flächenanteil der einzelnen Schichten kann wie folgt ausgedrückt werden: δ Schicht fehlt, (S) weniger als 5 % der Fläche einnehmend, S 5 bis 25 % der Fläche einnehmend, \underline{S} 25–50 % einnehmend, $\underline{\underline{S}}$ über 50 % der Fläche einnehmend.

Die zu registrierenden Sippen werden von vornherein auf mehrere Felder verteilt, wobei die Gruppe der »bemerkenswerten« Gefäßpflanzen, für die die Bestandesgröße geschätzt wird, in »Bedrohte, Seltene« und »Weitere Bemerkenswerte« gegliedert ist. Im Feld »Sonstige« werden von den mit den erwähnten Kategorien nicht erfaßten Sippen nur jene eingetragen, die wiederholt oder in einem größeren Bestand gesehen wurden, für die sich also im Verlauf der Bestandesaufnahme möglicherweise ergeben wird, daß sie zu den häufigen oder mengenmäßig stark repräsentierten Sippen gehören. Ihre (relative) Pflanzenmenge im Objekt wird wie folgt angedeutet: Die abgekürzten Namen der Sippen, die in ihrer Schicht eindeutig vorherrschen (Dominante), werden umrahmt, die der Sippen, die mindestens 1/20 der Biotopfläche bewachsen, werden doppelt unterstrichen. Taxa, die \pm auf der ganzen Fläche häufig sind, werden einfach unterstrichen, und die, die nur in einem Objektabschnitt häufigkeits- oder mengenmäßig hervortreten, unterringelt.

»Cf.-Sippen«, die im Gelände nicht eindeutig angesprochen werden konnten und von denen zur weiteren Untersuchung Material mitgenommen wurde, erhalten eine Wellenlinie, solche, die in Kultur genommen werden ein hochgestelltes K und solche, von denen Herbarbelege angefertigt werden, ein hochgestelltes H hinter ihrem Namen. Ebenfalls nach-, aber nicht hochgestellt, werden – wo sinnvoll – *Statusangaben*, die zusätzlich in Klammern gesetzt werden, z. B. (A) angesalbt oder aus Abfall entwickelt. Vereinzelt empfiehlt sich an dieser Stelle auch ein Zusatz für den phänologischen bzw. ontogenetischen Zustand, z. B. (kpl) = Keimpflanze, (bl) = blühend, (fr) = fruchtend.

Ergänzungen durch Literaturlauswertung oder spätere Besuche werden (wie die Datum- oder Quellenangabe) mit unterschiedlichen Farben vorgenommen.

Die Felder für nichtbotanische Eintragungen brauchen nicht erläutert zu werden. Unter der Überschrift »Vegetationseinheiten« sollen die beobachteten Pflanzengesellschaften nicht nur aufgeführt, sondern auch flächenmäßig differenziert werden. Ihre relative Größe bzw. Häufigkeit kann wie folgt ausgedrückt werden: Dominanz durch Umrahmung, Erstreckung über mindestens 1/5 der Objektfläche durch doppelte Unterstreichung, bloße Häufigkeit durch einfaches Unterstreichen, Seltenheit \pm vollständig ausgebildeter Gesellschaften durch das Weglassen von Zusatzsignaturen, Seltenheit verbunden mit nur fragmentarischer Ausbildung durch (Einklammerung). Daneben sind Angaben zur absoluten Ausdehnung (in $a = Ar$) oder Vielfachen des gesellschaftsspezifischen Minimalraumes (Abschnitt 5.3.2.1) wünschenswert. – Verglichen mit der Sippenliste sind diese Eintragungen aber zweitrangig.

Oft empfiehlt es sich, die schriftlichen Notizen durch *Kartenskizzen* zu ergänzen. Sie ermöglichen, daß ohne erneuten Geländebesuch mit Hilfe von Luftbildern grobe Vegetationskarten angefertigt werden können, die für planerische Belange meist hinreichend detailliert sind.

1.3.3.2.2. Die ausgearbeitete floristische Objektbeschreibung

Bei der Durchführung eines großräumigen Kartierungsprogramms floristisch relevanter Flächen müssen die Daten aus dem Geländeerhebungsbogen in EDV-gerechte Formulare übertragen werden. Dieser Aspekt soll hier aber nicht weiter verfolgt werden. Vielmehr soll dargestellt werden, wie eine unter Aspekten des Artenschutzes – wie auch wissenschaftlich – befriedigende floristische Objektbeschreibung,

die zudem zur Veröffentlichung geeignet ist, aussehen könnte. Bewährt hat sich dafür die nachstehende, für Naturschutzzwecke ausgearbeitete Gliederung, die die Flora (die im Mittelpunkt der Erhebung stand) gebührend heraushebt. – Bei der bloßen Dokumentation können die Gliederungspunkte Bewertung ff. weggelassen werden.

Rahmen für die floristisch orientierte Gebietsbeschreibung

Nummer und Name des Objekts

Allgemeine Beschreibung; Vegetation

Geographische Lage; Ausdehnung, Umgebung; orhydrographische, geologische, standörtliche Gliederung; Zustand und Nutzungen; historische Aspekte (früherer Zustand, frühere Nutzungen); Wichtige Vegetationseinheiten, mit Angaben zur Ausdehnung; Ausprägungsgrad der Vegetationsschichten, insbesondere der Moos- und der Strauchschicht, (Epiphytenvegetation)

Flora

Mengenmäßig hervortretende oder häufige Sippen:

Aufzählung der im Gelände unterstrichenen oder unterringelten Sippen, nach der Schichtzugehörigkeit im ausgewachsenen Zustand gegliedert. Reihenfolge nach Mengen- bzw. Häufigkeitseindruck.

Bemerkenswerte Sippen:

Alphabetisch geordnete Tabellen mit Angaben der stufenweise geschätzten Bestandesgröße, ggf. teilflächenweise differenziert bzw. um Statusangaben ergänzt. Dabei ist es im allgemeinen nicht angebracht, die einzelnen Intervallbezeichnungen zu verwenden. (Abschnitt 1.2.2.3.). Statt dessen werden die allgemeinen Bestandesgrößenklassen angegeben, zweckmäßigerweise ausgedrückt durch Symbole, die bereits optisch einen Eindruck von den unterschiedlichen Quantitäten vermitteln, z. B. durch verschiedene große Punkte oder in den folgenden Weisen: Größenklasse I = (x), II = x, III = \underline{x} , IV = xx, V = xxx, VI = $\underline{\underline{xxx}}$

Tierwelt

Gruppierung und Mengenangaben soweit möglich wie bei der Flora.

Bewertung

Mit Aufzählung der wertbestimmenden Sippen und unter Würdigung ihrer Bestandesgröße im Hinblick auf die (sub)regionale Bestandessituation (bedrohte Sippen unter Angabe des Gefährdungsgrades; überregional oder regional seltene Sippen)

Beeinträchtigungen; Gefahren

Erforderliche Schutzmaßnahmen

(Flurstücknummern, Fläche, Schutzstatus; Begründung)

Pflege- und Gestaltungshinweise

Eine Gruppierung der Sippen nach Standorttypen erübrigt sich; durch die Zusammenschau von Sippenliste und allgemeiner Beschreibung ist es jedem Pflanzenkenner möglich, die richtige standörtliche Zuweisung zu treffen.

Tab. 10 zeigt den Ausschnitt »Flora« einer entsprechenden Beschreibung für denselben Biotop, dem bereits Tab. 9 und Abb. 15 gewidmet waren. Die Zahl der hier erscheinenden »Wesentlichen Pflanzenarten« hat sich gegenüber der Artenliste von Tab. 9 auf 50 % verringert; der Rest konnte als Ballast weggelassen werden.

1.4. Floristische Bestandeskarten

Zur kartenmäßigen Darstellung der gesammelten floristischen Daten gibt es keine Alternative. Als konzentrierte, informative und zugleich transparente, unmittelbar anschauliche Darbietungsform einer anders oft unübersehbaren Fülle von Einzeldaten ermöglicht erst die Karte Zusammenschau und Verknüpfung. Karten, die die Bestandesgrößen der Taxa in ihren Wuchsorten widerspiegeln, sollen hier als (floristische) *Bestandeskarten* bezeichnet werden. Sie sind nicht nur eine artenschutzgemäße Dokumentationsform, sondern auch eine solide Grundlage für Auswertungen, die Fragen des Artenschutzes betreffen, wie die subregionale Gefährdung von Sippen, die Bewertung einzelner Populationen und die Erarbeitung von Artenschutzstrategien.

Tabelle 10:

**Beispiel für die Auflistung wesentlicher Pflanzensippen im Rahmen einer floristischen Gebietsbeschreibung:
Biotop Nr. L 8136/62, Kupferbachleite unterhalb von Loibersdorf/Glonn (Bestandesaufnahme 13.10.1983, Er-
gänzung 28.6.1981 und 2.5.1984)**

F l o r a

Mengenmäßig hervortretende oder häufige Sippen:

B ä u m e	<i>Picea abies</i> (dominant); <i>Fagus sylvatica</i> (subdominant); <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus glabra</i>
S t r ä u c h e r	<i>Sambucus nigra</i> , <i>Lonicera xylosteum</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Daphne mezereum</i> ; <i>Salix nigricans</i> (unterer Rand)
K r a u t i g e	
P f l a n z e n:	<i>Lamiastrum montanum</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Oxalis europaea</i> , <i>Asarum europaeum</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Galium sylvaticum</i> , <i>Viola reichenbachiana</i> , <i>Carex digitata</i> , <i>Actaea spicata</i> , <i>Bromus benekenii</i> , ferner <i>Hedera helix</i> , <i>Hepatica nobilis</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i> , <i>Cirsium oleraceum</i> , <i>Geranium robertianum</i> , <i>Geum rivale</i> , <i>Mentha aquatica</i> , <i>Dryopteris dilatata</i> , <i>Mycelis muralis</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Carex sylvatica</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Carex brizoides</i> , <i>Ajuga reptans</i>
M o o s e	<i>Eurhynchium striatum</i> , <i>Thuidium tamariscinum</i> , <i>Mnium undulatum</i> , <i>M. cuspidatum</i> , <i>Plagiochila asplenioides</i> , ferner <i>Cratoneurum commutatum</i> , <i>Polytrichum formosum</i> , <i>Cirriphyllum piliferum</i>

Bemerkenswerte Sippen:

G e f ä ß p f l a n z e n	Bestandes- größe ¹		Bestandes- größe
<i>Actaea spicata</i>	xx	<i>Orthilia secunda</i>	x
<i>Adoxa moschatellina</i>	x	<i>Polygonatum multiflorum</i>	xx
<i>Anemone ranunculoides</i>	x	<i>Polystichum aculeatum</i>	x
<i>Aquilegia vulgaris</i> (angesalbt)	x	<i>Potentilla sterilis</i>	x
<i>Arum maculatum</i>	xx	<i>Prenanthes purpurea</i>	xx
<i>Asarum europaeum</i>	xx	<i>Pulmonaria officinalis</i>	xx
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	x	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	xx
<i>Asplenium trichomanes</i>	xx	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	x
<i>Asplenium viride</i>	x	<i>Rosa pendulina</i>	x
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	x	<i>Symphytum tuberosum</i>	xx
<i>Berula erecta</i>	x	<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	x
<i>Blechnum spicant</i>	x	<i>Thelypteris limbosperma</i>	x
<i>Bromus benekenii</i>	xx	<i>Tilia platyphyllos</i>	
<i>Campanula persicifolia</i>	x	ssp. <i>cordifolia</i>	x
<i>Campanula rotundifolia</i>	x	<i>Ulmus glabra</i>	xx
<i>Cardamine impatiens</i>	xx	<i>Veronica montana</i>	x
<i>Carex alba</i>	xx	<i>Viburnum lantana</i>	x
<i>Carex digitata</i>	xx	<i>Viola collina</i>	x
<i>Carex elata</i>	x	<i>Viola mirabilis</i>	x
<i>Carex ornithopoda</i>	xx		
<i>Carex paniculata</i>	x	M o o s e	
<i>Carpinus betulus</i>	x	<i>Anomodon attenuatus</i>	x
<i>Cephalanthera longifolia</i>	x	<i>Bazzania trilobata</i>	x
<i>Cochlearia pyrenaica</i>	xx	<i>Cratoneurum commutatum</i>	xx
<i>Convallaria majalis</i>	x	<i>Ctenidium molluscum</i>	x
<i>Corydalis cava</i>	xx	<i>Fissidens cristatus</i>	x
<i>Cystopteris fragilis</i>	x	<i>Homalia trichomanoides</i>	x
<i>Daphne mezereum</i>	xx	<i>Isoetecium alopecuroides</i>	x
<i>Dryopteris affinis</i>	x	<i>Plagiochila porelloides</i>	x
<i>Epipactis helleborine</i>	x	<i>Preissia quadrata</i>	x
<i>Galium odoratum</i>	xx	<i>Rhynchostegium riparioides</i>	x
<i>Galium sylvaticum</i>	xx	<i>Thamnobryum alopecurum</i>	x
<i>Gentiana asclepiadea</i>	x		
<i>Gymnocarpium robertianum</i>	x		
<i>Hepatica nobilis</i>	xx		
<i>Hordelymus europaeus</i>	xx		
<i>Huperzia selago</i>	x		
<i>Lathraea squamaria</i>	x		
<i>Leucojum vernum</i>	xx		
<i>Lilium martagon</i>	xx		
<i>Lycopodium annotinum</i>	x		
<i>Milium effusum</i>	x		
<i>Nasturtium microphyllum</i>	x		
<i>Neottia nidus-avis</i>	x		

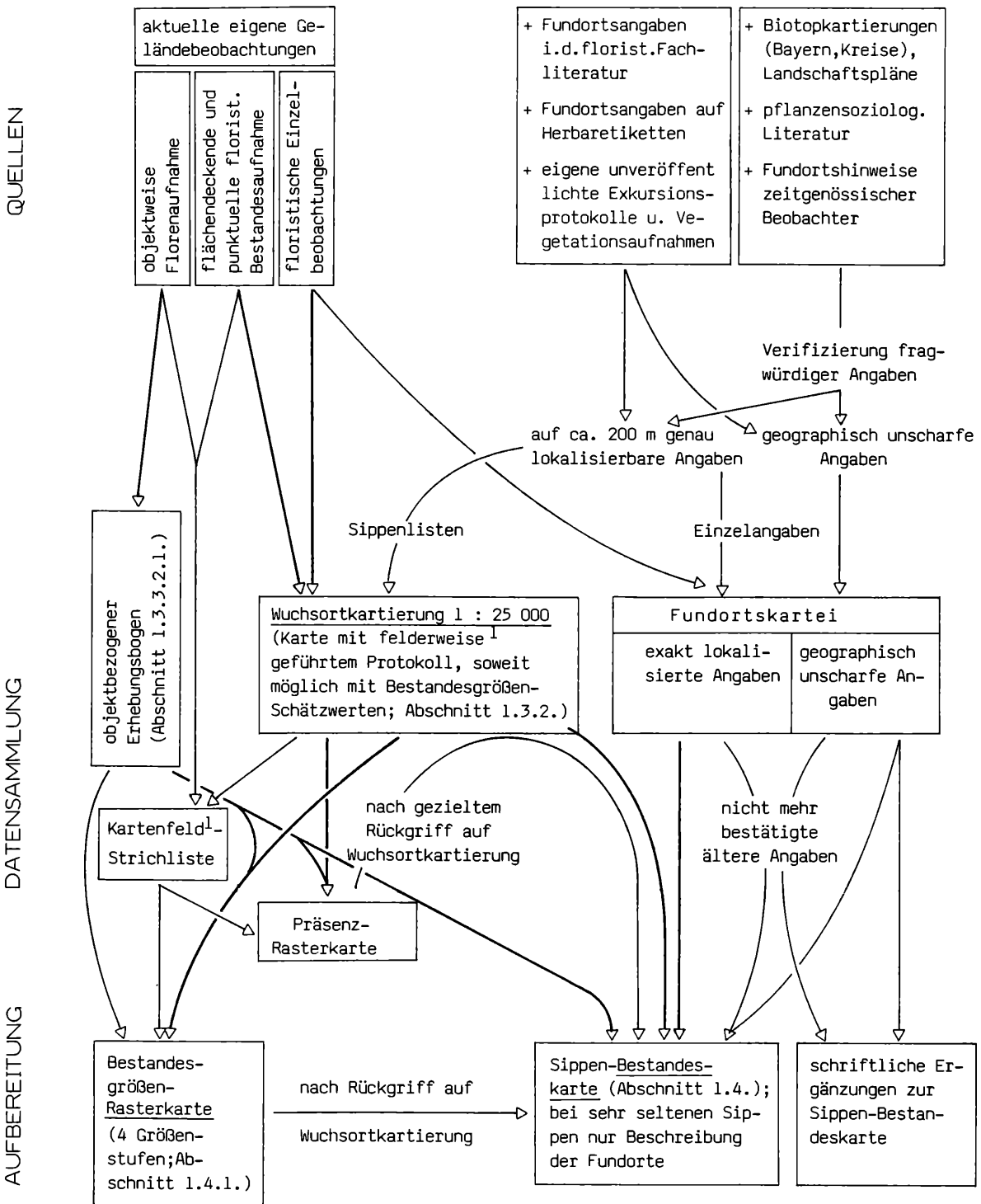
1) Bestandesgröße:

x	Kleinstbestand
x	Kleinbestand
xx	mäßig kleiner Bestand
xx	Bestand mittlerer Größe

Im folgenden sollen zwei unterschiedlich informative Typen von Bestandeskarten unterschieden werden: Bestandesgrößen-Rasterkarten und die eigentlichen Bestandes-(Punkt-)karten. – Abb. 16 zeigt die vom Autor fallweise begangenen Wege zu diesen Kartentypen.

arbeitung der Bestandes-(Punkt-)Karten erleichtern: Sie ermöglichen den gezielten Rückgriff auf die Primärdokumentation (vgl. die Abb. 16).

Bestandesgrößen-Rasterkarten spiegeln dagegen die unterschiedlichen Bestandesgrößensummen in den Kartenfeldern wieder. Über die genaue Lage, die Zahl



¹) Kartenfeld = 1/2 Minutenfeld

Abbildung 16

Sammlung und Aufbereitung floristischer Daten im mittleren und westlichen Inn-Chiemsee-Hügelland

1.4.1. Bestandesgrößen-Rasterkarte mit Strichliste

Einfache *Präsenz-Rasterkarten* (Einheit hier 1/2 Minutenfeld) bieten ausreichend Informationen, wo es nur darum geht, die Verbreitung geobotanisch interessanter Sippen festzuhalten, z. B. von recht häufigen Sippen oder sich ausbreitenden Neophyten. Solche Karten können weiterhin als Zwischenschritt die Aus-

und Größe der Einzelbestände geben sie keine Auskunft. Bestandesgrößen-Rasterkarten erfordern aber nicht den Arbeitsaufwand lokalisationscharfer Bestandeskarten und haben ihre Berechtigung, wo ein Überblick über die Bestandessituation von nicht unmittelbar artenschutzrelevanten Sippen gewonnen werden soll, so bei (noch) häufigen Sippen mit re-

gressiver Bestandesentwicklung und bei besonderen Indikatorsippen. Bestandesgrößen-Rasterkarten haben den Vorzug, daß sie in kleinem Maßstab ausgeführt werden können und so weniger Platz beanspruchen. Beim Gebrauch von Punktsignaturen können bei einem Endmaßstab von 1 : 500 000 4 Größenklassen gut unterschieden werden. Durch verschieden dichte Schraffuren, wie sie REICHERT (1979) verwendet, lassen sich problemlos und sehr anschaulich alle sechs Größenklassen darstellen (vgl. die beiden Möglichkeiten in Abb. 17).

Quadrantenkarte und großmaßstäblicher, exakt lokalisierender, aber nur den mit Artenschutzangelegenheiten befaßten Institutionen zugänglicher, Darstellung angebracht.

Für die Hälfte unserer Gefäßpflanzenflora, die zwar nicht so akut bedroht ist, aber eine mehr oder weniger große Artenschutzrelevanz besitzt (Abschnitt 1.3.1., Gruppe A), ist eine Kartendokumentation erforderlich, die allen Interessenten offensteht, damit sie ergänzt bzw. aktualisiert werden kann und auch in private Artenschutzaktivitäten umsetzbar ist. Diese Karten sollen weiterhin die Bewertung einzelner Vor-

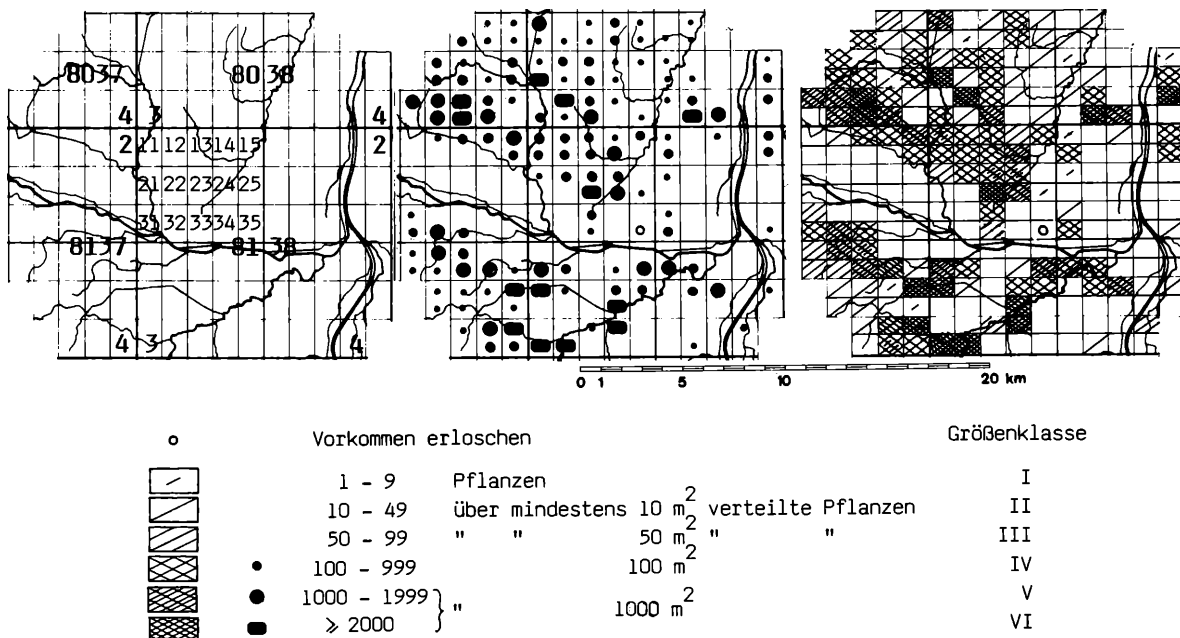


Abbildung 17

SUCCISA PRATENSIS Moench (Wuchsformtyp 3.2.1.): Bestandessgrößen-Rasterkarte für den westlichen Rosenheimer Raum (Einheit 1/2 Minutenfeld). In der Mitte Darstellung der Bestandesgrößensumme durch Punktsignaturen, rechts durch Schraffuren nach REICHERT (1979). Links Angabe der beteiligten Blätter der TK 25 mit Quadranten. Im Quadranten 8138/1 zusätzlich Numerierung der Minutenfelder. - Zeichenmaßstab ca. 1 : 333 330. Bestandesaufnahme seit 1980.

Den Rasterkarten wird zweckmäßigerweise eine *Kartenfeld-Strichliste* (Abb. 18) vorgeschaltet. Diese umfaßt den Hauptteil der in der Region vorkommenden, kartierungswürdigen Sippen und enthält Spalten für die Eintragung der Bestandesgrößensumme, der Anzahl der Wuchsorte bzw. der in der Wuchsortkarte 1 : 25 000 belegten Positionsnummern und des Status (eine weitere Spalte soll Angaben für eine artenschutzmäßige Bewertung der Grundfelder aufnehmen).

Die Strichliste wird zeitsparend unmittelbar nach abgeschlossener Begehung eines Grundfeldes ausgefüllt, wenn die meisten Beobachtungen noch aus dem Gedächtnis eingetragen werden können. Die Strichliste ist nicht als teilweiser Ersatz des Geländeprotokolls zur Wuchsortkarte gedacht. Bei der Bestandesaufnahme im Gelände wird das Prinzip verfolgt, alle Sippen wuchsortweise (mit konkreter Positionsangabe) zu notieren. Dort, wo ausschließlich die grundfeldweise Präsenz interessiert, genügt es, dies einmal pro Grundfeld zu tun.

kommen sowie die Planung von Stützpunktnetzen des Artenschutzes ermöglichen und eine Grundlage für künftige Aussagen über die eingetretene Bestandesentwicklung abgeben.

Ein Teil der Arten, die früher recht häufig waren und denen daher keine besondere Aufmerksamkeit geschenkt wurde, sind inzwischen regional erloschen (z. B. *Agrostemma githago*), ohne daß ihre Wuchsorte noch rechtzeitig erfaßt worden sind; andere sind jetzt dabei, ebenso unspektakulär das Feld zu räumen. So ist beispielsweise *Colchicum autumnale* - noch vor wenigen Jahrzehnten massenhaft verbreitet - inzwischen stellenweise recht rar geworden. Auch solche heute dennoch vergleichsweise verbreiteten Sippen müssen in die Kartierung einbezogen werden; sie demonstrieren deutlicher, als jene, die schon überall selten sind, die gegenwärtig ablaufende Verarmung unserer Flora.

Um den oben genannten Ansprüchen gerecht zu werden, müssen die Karten

- für genetisch möglichst einheitliche Taxa angelegt werden (Subspezies, ggf. Varietäten)
- die Lokalisation der Wuchsorte möglichst exakt wiedergeben (ausreichend großer Maßstab)
- ein hohes Auflösungsvermögen hinsichtlich der Bestandesanzahl besitzen (abhängig vom Kartenmaßstab, der Signaturgröße und der zeichnerischen Gestaltung)

- die Bestandesgröße der einzelnen Vorkommen ausreichend detailliert erkennen lassen

- einen möglichst hohen Prozentsatz der Bestände erfassen (unvermeidliche Lücken - bei Klein- und Kleinstbeständen fallen im allgemeinen wegen ihrer reduzierten Bedeutung für den Artenschutz wenig ins Gewicht. Ziel muß jedoch auch eine möglichst vollständige Abbildung der subregionalen Arealausprä-

1.4.2. Bestandes-(Punkt)Karten

1.4.2.1. Allgemeines

Bei sehr seltenen bzw. vom Aussterben bedrohten Gefäßpflanzensippen der Roten Listen ist die praktizierte Kombination aus allgemein zugänglicher, aber nur eine sehr grobe Ortsbestimmung zulassender

8 0 3 8 / 3 - 1 5 N

1/2-MF - Liste
Inn - Hügelland

Datum, Quellen:
26.10.82

Holzbiichl

Baumart	Bestandesgröße	Wuchsortverh.	Bestandesanzahl	Zw.-Summe	Baumart	Bestandesgröße	Wuchsortverh.	Bestandesanzahl	Zw.-Summe	Baumart	Bestandesgröße	Wuchsortverh.	Bestandesanzahl	Zw.-Summe	Baumart	Bestandesgröße	Wuchsortverh.	Bestandesanzahl	Zw.-Summe
BÄUME:	Alnus	Alnus	Alnus		Carex rip	Alnus	Alnus	Alnus		Coscuta epit ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Galium hirc	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		spic	Alnus	Alnus	Alnus		istrix	Alnus	Alnus	Alnus		x po	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		tom	Alnus	Alnus	Alnus		isact atro	Alnus	Alnus	Alnus		pum	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		unbr	Alnus	Alnus	Alnus		psil ^o	Alnus	Alnus	Alnus		ver ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		vulp	Alnus	Alnus	Alnus		carp	Alnus	Alnus	Alnus		Genista germ	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Carlina acav ^x	Alnus	Alnus	Alnus		hyem	Alnus	Alnus	Alnus		Genista ascl	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		vulg ^o	Alnus	Alnus	Alnus		prat	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Centrea cyan	Alnus	Alnus	Alnus		vari	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		mont	Alnus	Alnus	Alnus		Fraxgos min	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		scab	Alnus	Alnus	Alnus		Erica herb	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		stoe	Alnus	Alnus	Alnus		Eriger ser ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Centium eryt	Alnus	Alnus	Alnus		lat	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		long	Alnus	Alnus	Alnus		Enn	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardina flex	Alnus	Alnus	Alnus		dentar bulb	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		imp	Alnus	Alnus	Alnus		pent	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		trif	Alnus	Alnus	Alnus		delt	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius aren ^x	Alnus	Alnus	Alnus		sup ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		pers	Alnus	Alnus	Alnus		Digital gran	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		purp	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Digital isch	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Digital ten	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		sang ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Dipsac full	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		pil	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Drasera ang	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		x ob	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Dryopt cris	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		festuca alt	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		arun	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		hete	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Filipen vulg	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Funaria offi	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Gagea lut	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Galanth nly	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Galeops ang	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		pub	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		spec	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		Galium aris	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		ar x syl	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		bore	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		obsc	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus		prae	Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus		Cardius deli ^x	Alnus	Alnus	Alnus			Alnus	Alnus	Alnus		Genista cil ^o	Alnus	Alnus	Alnus	
	Alnus	Alnus	Alnus																

gung sein, für deren Qualität letzte Reliktorkommen sehr bedeutend sein können).

Zu den Karten gehören ferner Hinweise auf nicht mehr belegte Vorkommen und die Angabe besonderer Statusverhältnisse. Bei manchen Sippen ist es zweckmäßig, primäre und sekundäre Wuchsorte zu unterscheiden.

Die Qualität der Bestandeskarte ist damit nicht nur eine Funktion der mehr oder weniger gewissenhaften Geländearbeit und Literaturlauswertung, sondern auch des Maßstabs und der Art und Weise der Darstellung. Bei der Lokalisation der Bestandesgrößen-signaturen auf der Karte (einmessen nach dem Gradnetz; Signaturzentrum = Fundortposition) sind die bei kleineren Maßstäben unvermeidlichen Verzerrungen zu bedenken. Ein geringes Abweichen von den Meßwerten ist manchmal nötig, um die Signaturen in die richtige Lagebeziehung zum Gewässernetz zu bringen.

Ein weiterer Aspekt ist die *Größe der* (ihrer einfacheren Handhabung und der weitgehenden Gestaltähnlichkeit mit den Bezugsflächen der Wuchsortpositionen wegen zu bevorzugenden) kreisförmigen *Punktsignaturen*. Die Untergrenze wird dabei durch die Erkennbarkeit gegeben, die vom Inhalt der verwendeten Kartengrundlage abhängt und in der Regel zwischen 0,5 und 1 mm liegt. Die Zuordnung von Punktgrößen für die übrigen Bestandesgrößenklassen (die es zu veranschaulichen gilt) könnte proportional zu diesen erfolgen, doch muß hier dem Ziel entsprochen werden, eine möglichst hohe Auflösung (d. h. möglichst geringe Punktgröße) und zugleich eine eindeutige Unterscheidbarkeit der Größenklassen zu gewährleisten. Den Punkten im Kartenbeispiel Abb. 17 entsprechen die Werte der folgenden Tabelle.

Tabelle 11

Kennwerte von in den Bestandeskarten 1 : 100 000 (S 100) und 1 : 200 000 (S 200) verwendeten Punktsignaturen

Bestandesgrößenklasse	Punkt Durchmesser im Zeichenmaßstab (mm)	Punktfläche im Zeichenmaßstab (ca. mm ²)	Der Punktfläche entsprechend Gelände- fläche (ca. ha)
I = Kleinstbestand	0,8	0,5	0,5
II = Kleiner Bestand	1,3	1,5	1,5
III = Mäßig kleiner Bestand	2,0	3,1	3,1
IV = Bestand mittlerer Größe	2,6	5,3	5,3
V = Großbestand	3,8	11,3	11,3
VI = Massenbestand	5,0	19,6	19,6

Die gewählten Größendifferenzen erlauben es, bei Bedarf Zwischenstufen einzuschieben. Wie ersichtlich ist, lassen sich die Punkte auch bei Verkleinerung des Durchmessers um den Faktor $1/2\sqrt{2}$ (z. B. DIN A4 auf DIN A5) noch gut ansprechen.

Wurden bereits bei der Datensammlung im Gelände eng benachbarte Fundorte unter einer Positionsnummer zusammengefaßt, so wird bei der Anfertigung der Bestandeskarten oft ein zweiter *Integrationsschritt* erforderlich. Dabei haben sich folgende *Regeln* bewährt:

- Wo benachbarte Bestände durch Zusammenfassung eine höhere Bestandesgrößenklasse erreichen, wird diese anstelle der Einzelbestände auf der Karte eingetragen, vorausgesetzt, daß deren Mittelpunkt (d. h. ihre exakten Positionen) unter der nun möglichen größeren Signatur verschwinden. Ihr (fiktiver) Mittelpunkt wird zwischen die Positionen der beteiligten Wuchsorte gelegt, und zwar so, wie sich ein Körper in einem Feld unterschiedlicher, von den

Punkten ausgehender Gravitationskräfte einordnete (d. h. Annäherung an die Lage der größeren Ausgangsbestände).

- Stets sollen die Kartenpunkte auch den Bereich abdecken, über den sich das Vorkommen der Sippe erstreckt. Das bedeutet, daß selbst dann Kleinstvorkommen ausgewiesen werden müssen, wenn wenig entfernt ein großer Bestand dargestellt wurde.

- Um eine möglichst starke Auflösung, d. h. eine möglichst detaillierte Information über Bestandesgröße und Lage zu vermitteln, werden auch Punkte berücksichtigt, die sich mit Nachbarpunkten überlappen, sofern ihr Zentrum in die oder außerhalb der Peripherie des Nachbarpunkts zu liegen kommt. Die benachbarten Punkte werden zeichnerisch durch schmale sichelförmige Aussparungen separiert (»Verschachtelung«).

Neben aktuelle, indigene, durch volle Punkte symbolisierte und selbst verifizierte Vorkommen gehören auf die Bestandeskarte entsprechend den üblichen Gepflogenheiten spezielle Signaturen für erloschene bzw. nicht mehr bestätigte Fundorte bzw. für Fremdanangaben und für besonderen Status (vgl. die Legenden zu den Kartenbeispielen). - Bei stark fluktuierenden Bestandesgrößen soll die in den letzten 10 Jahren beobachtete stärkste Entfaltung dargestellt werden. Primär werden Lokalisationsschärfe und Auflösungsvermögen durch den (vom möglichen Reproduktionsmaßstab abhängigen) *Zeichenmaßstab* bestimmt. Bei Sippen mit eng begrenzten lokalen Teilarealen wird man versuchen, diese gerade auf einem Kartenblatt unterzubringen und den Maßstab dementsprechend zu wählen. Bei Zeichenmaßstäben $\geq 1 : 25\ 000$ wird es möglich, anstelle der Punktsignaturen bei ausgedehnten Vorkommen ihre reale Aus-

dehnung einzutragen und die Bestandesgrößenklasse zu ergänzen (vgl. Abb. 43).

1.4.2.2. Die Standard-Bestandeskarten S 100 und S 200 - zeitgemäße floristische Dokumentationsformen

Zahlreiche Sippen sind während der vergangenen 200 Jahre aus unseren Landschaften verdrängt worden, ohne daß das differenzierte subregionale Verbreitungsbild dokumentiert wurde, welches das Ergebnis eines Jahrtausende währenden, seit über 1000 Jahren maßgeblich vom Menschen mitgeprägten historischen Prozesses ist. Heute vegetiert v. a. infolge der Intensivierung und Entflechtung land- und forstwirtschaftlicher Nutzungen eine wohl erheblich größere Anzahl von ehemals stark repräsentierten Sippen nur mehr in Form winziger Reliktpopulationen in sterbenden Biotopfragmenten oder an Nutzungsgrenzen, wo

»Deutsche Florahilfe« betreibt: Man wird künftig Ansalbungen nur in Gebieten zulassen dürfen, die nachweislich innerhalb des – auch noch im lokalen Bereich sehr differenziert zu sehenden – Areals der betroffenen Sippen liegen.

Diesen Erfordernissen einer detaillierten Dokumentation der Verbreitung und zugleich einer soliden Information über die Bestandesgrößenverteilung der Sippen als Grundlage für den Artenschutz, für die Bemühungen um die Sicherung eines halbwegs überlebensfähigen Systems von Populationsstützpunkten, könnte das Projekt einer »Floristischen Standard-Bestandskarte S 200« (Maßstab 1 : 200 000) gerechtfertigt werden, deren Basis eine möglichst flächendeckende Wuchsortkartierung im Maßstab 1 : 25 000 ist (vgl. Abschnitt 1.3.2.). Ihr zur Seite gestellt sollte die »Standard-Bestandskarte S 100« werden, die mit einem Zeichenmaßstab von 1 : 100 000 besonders für die Florendokumentation von Landkreisen und Planungsregionen geeignet ist.

Die genannten (Zeichen-)Maßstäbe ergeben eine Lokalisation der Wuchsorte, die hinreichend genau ist, um die wünschbaren Auswertungen durchführen zu können und dem geschulten Geländebotaniker ihr müheloses Auffinden zu ermöglichen, während »Blumenfreunde« doch erhebliche Hindernisse überwin-

den müssen (die Verbreitung von Bestandeskarten dieser Maßstäbe erscheint daher auch bei selteneren Arten vertretbar). Es ist dem Erhebungs- und Ausarbeitungsaufwand solcher Karten angemessen, daß für jeden Kartenabschnitt eine eigene Kartengrundlage entworfen wird, zu deren Inhalt neben dem Gewässer- und Gradnetz die Eisenbahnlinien und wesentliche geomorphologische Einheiten in Kombination mit der Höhengichtenverteilung gehören (vgl. Abb. 17).¹

Das Kartenwerk einer floristischen Standard-Bestandskarte wäre das zeitgemäße Folgeprojekt der floristischen Quadrantenkartierungen und die ideale Ergänzung zu den Biotopkartierungen. Leider lassen der Kartierungsaufwand und die Anforderung an die Qualifikation der Bearbeiter eine landesweite Inangriffnahme utopisch erscheinen. Dies sollte aber nicht daran hindern, entsprechende Kartierungen wo immer möglich zu beginnen und damit sowohl Anreize für die Inangriffnahme ähnlicher Projekte durch öffentliche Institutionen zu geben als auch Maßstäbe für die Beurteilung solcher Projekte zu setzen.

¹) Wo die Möglichkeit zu einer mehrfarbigen Vervielfältigung besteht, sollte außerdem das 1 km-Gitter der Gauß-Krüger-Koordinaten eingearbeitet werden.

2. Das Ringsegment-Verfahren zur numerischen Bewertung der subregionalen Artenschutzrelevanz artgleicher Populationen

2.1. Allgemeine Gesichtspunkte

Artenschutz (i. e. S.) verfolgt im primitivsten Fall das Ziel, die Existenz bedrohter Sippen als solcher dauerhaft zu gewährleisten. Weitergehende Anliegen des Artenschutzes sind in der Reihenfolge steigenden Anspruchs die Erhaltung

- (1) der Sippen am angestammten Wuchsort
- (2) der ganzen Formenvielfalt und damit der gesamten genetischen Bandbreite der Sippen
- (3) des gesamten geographischen Areals der Sippen
- (4) eines Stützpunkt-Rasters untereinander zu genetischem Austausch befähigter Populationen
- (5) des gesamten ökologischen und pflanzensoziologischen Spektrums der einzelnen Sippen.

Auf allen diesen Stufen müssen sich die Bemühungen auf ausreichend stabil erscheinende bzw. stabilisierbare Vorkommen konzentrieren.

In seiner anspruchsvollsten, primär zu verwirklichenden Variante erstrebt der Artenschutz somit die arealweite (Randpositionen und Vorposten einschließende) Sicherung eines Stützpunktrasters stabiler Populationen in so großer Dichte, daß genetische Interaktionen wahrscheinlich sind, und unter Berücksichtigung des ganzen soziologischen und ökologischen Spektrums. Damit sind die Kriterien vorgegeben, die letztlich die Maßstäbe artenschutzmäßiger Bewertungen festlegen unabhängig von deren Modus.

Dem geübten Geobotaniker ist die zuverlässige Einstufung eines Gebiets nach seinem Arten- bzw. Naturschutzwert aufgrund eigener Anschauung meist spontan aus der Erfahrung heraus möglich. Eine ebenso treffende, ebenso viele Parameter synthetisierend bewältigende Bewertung wird auf rechnerischem Wege nur schwer zu erreichen sein. Zudem läßt sich auch mittels mathematischer Operationen weder absolut noch objektiv bewerten; durch die Benützung weithin anerkannter Wertkriterien ergibt sich bestenfalls das, was SCHUSTER (1980) in seinen Erörterungen des Themas als »intersubjektive Urteils-

struktur« bezeichnet. Trotzdem gibt es gute Gründe für den zunehmenden Einsatz numerischer Bewertungsverfahren als Hilfsmittel raumrelevanter Planungen. Sie bieten sich nämlich u. a. überall an

- wo der Bewertungsvorgang transparent und nachvollziehbar gemacht bzw. das Resultat abgesichert werden soll
- wo eine größere Anzahl von Objekten vergleichend bewertet werden soll
- wo der Ausprägungsgrad einer größeren Zahl von Faktoren nach festgelegten Prioritäten bewertet werden soll
- wo weniger geübte Kräfte eine Bewertung vollziehen sollen (festgelegte Vorgehensweise)
- wo auf der Grundlage fremden Materials bewertet werden soll (dabei zeigt sich, inwieweit alle bewertungsrelevanten Parameter erfaßt worden sind; Aussagen über die Zuverlässigkeit des Ergebnisses im Sinne einer Fehlerabschätzung werden möglich).

In den letzten Jahren wurden etliche, hinsichtlich der Zahl und Qualität der berücksichtigten Kriterien recht verschiedene Bewertungsverfahren entwickelt. Bedeutende Beiträge zur Theorie des Artenschutzes lieferte RINGLER, insbesondere in der zusammenfassenden Darstellung von 1982, in der er ausführlich seine Grundlagen, ein differenziertes Bewertungsmodell und die Möglichkeiten zur Aufstellung und Realisierung von Artenschutzprogrammen aufzeigt. Der weitgehend parallel dazu entwickelte eigene, sich bewußt auf die floristische Komponente des Artenschutzwertes beschränkende Bewertungsansatz zeigt damit zahlreiche Berührungspunkte und führt zu ähnlichen Resultaten (vgl. Abschnitt 4.3.2.).

Je geringer der Spielraum ist, Bestandesminderungen zu verkraften, ohne die Erfüllung der einzelnen Forderungen des Artenschutzes zu gefährden, um so höher sind die (noch) vorhandenen Vorkommen zu bewerten. Konkret heißt das, daß ein Pflanzenbestand um so höher einzustufen ist

- a) je kleiner die globale, überregionale oder regio-

nale Gesamtpopulation ist

b) je kleiner das globale, überregionale oder regionale Areal ist

c) je größer die Entfernung zu den nächsten Vorkommen ist (Dichte- und Lageaspekt)

d) je exponierter die Lage im Areal ist

e) je seltener Vorkommen unter vergleichbaren ökologischen und soziologischen Bedingungen sind und

f) je stabiler bzw. größer er ist.

Aspekt e), dem RINGLER u. a. 1980 b Aufmerksamkeit schenkt, ist im allgemeinen nur von Spezialisten bzw. auf der Basis *pflanzensoziologischer Spektren* beurteilbar, die neben der zahlenmäßigen Verteilung der Vorkommen auf verschiedene Pflanzengesellschaften (wenigstens Verbands-Niveau) auch ihre bestandesgrößenmäßige Verteilung widerspiegeln müssen (Bildung eines Mittelwertes aus den Anzahl- und Bestandesgrößenanteilen für die einzelnen Gesellschaften; Darstellung etwa nach dem Muster der »Standard-Faunenliste« in BLAB 1983, S. 90). Die dafür erforderlichen Daten sollten soweit möglich im Rahmen subregionaler Florenkartierungen gesammelt werden. – Auf der Grundlage solcher Spektren lassen sich nicht nur die oft nur vagen Angaben in den Exkursionsfloren aktualisieren; eine unmittelbare numerische Bewertung der soziologischen Positionen im Rahmen des gesamten Bewertungsverfahrens wird möglich. Vorläufig aber erscheint es sinnvoller, besondere Wuchsortverhältnisse in nicht-numerischer Form in die Bestandesbewertung einzubeziehen.

Die Situation hinsichtlich der Punkte a) und b) ist im allgemeinen innerhalb größerer Bezugsräume einheitlich, findet ihren Ausdruck in den Roten Listen der Staaten bzw. Länder und ist im wesentlichen nur für die vergleichende Beurteilung verschiedenartiger Sippen relevant (Abschnitt 4). Für die spezifische Bewertung konkreter Vorkommen einer Sippe im regionalen und subregionalen Bereich verbleiben somit die Aspekte »Möglichkeit des genetischen Austausches« (Lagebeziehungen), »Lage im Areal« und »Stabilität des Bestandes«.

2.2. Bewertung nach Lagebeziehungen und subregionalen Arealverhältnissen (»Lokalisationswert«)

2.2.1. Aspekte zur Bewertung der Seltenheit in geographisch fest umrissenen Bezugsräumen

Zwischen der *Seltenheit* einer alteingesessenen Sippe und ihrer Gefährdung besteht meist ein enger Zusammenhang. Hierauf beruht auch die Bedeutung, die Verbreitungskarten für die Aktualisierung Roter Landeslisten besitzen. Es liegt nahe, das Kriterium Seltenheit auch im regionalen und subregionalen Bezugsraum zu gebrauchen. RINGLER, der hierzu die konkretesten Ausführungen macht, tat dies 1980 (a), indem er für nur 1- bis 2malige Vorkommen im Bezugsraum (getrennt nach Land, Planungsregion und Naturraum) einen Punkt vergab und ein »Grundnetz des Artenschutzes« als Gesamtheit dieser seltenen Vorkommen definierte. Dieser Ansatz hatte einige Schwachstellen, so das ungleiche Bezugsflächenverhältnis zwischen Land und Region einerseits und zwischen Region und Naturraum andererseits und den Bezug auf den Naturraum als feste, die Maschenweite des Grundnetzes bestimmende geographische Einheit.

Nicht nur, daß der Bezug auf Naturräume problematisch ist, weil die v. a. nach geomorphologischen Gesichtspunkten ausgeschiedenen Grenzen sich nicht mit jenen der hier eigentlich maßgeblichen pflanzengeographischen Raumeinheiten decken müssen (man vergleiche etwa den Vorschlag von KRACH, 1981, den Naturraum 038, Inn-Chiemsee-Hügelland, zwischen den Wuchsbereichen »Moränengürtel« und »Molassehügelland« aufzuteilen). Die naturräumlichen Haupteinheiten sind als Bezugsflächen im Durchschnitt viel zu ausgedehnt, die zugehörigen Knotenpunkte für genetische Wechselbeziehungen zwischen den Populationen viel zu weit entfernt. Schließlich sind die Naturräume auch noch sehr unterschiedlich groß (in Bayern Faktor über 10!), die »Grundnetze« also von sehr unterschiedlicher Maschenweite. Ein weiterer Nach-

teil besteht darin, daß sich das Prädikat »Einmaligkeit« weniger spektakulärer Arten in größeren oder schlecht durchforschten Bezugsräumen oft nur auf Verdacht vergeben läßt¹.

RINGLER versucht 1982 die aus dem Naturraumbefund resultierenden Mängel zu beheben, indem er jetzt als kleinste Bezugsfläche die naturräumliche Untereinheit wählt (z. B. das Rosenheimer Becken innerhalb des Inn-Chiemsee-Hügellandes) und zugleich die Schwelle für Seltenheit bzw. »Einmaligkeit« auf 5 Vorkommen erhöht (Fußnote S. 61), bei »naturraumspezifischen« Arten sogar auf »etwa 10« Vorkommen (S. 70). Hierdurch wird ein in seiner Dichte befriedigendes »Grundnetz« konzipiert, das jedoch nach wie vor von ungleicher Maschenweite ist (Größenspanne der naturräumlichen Untereinheiten). Zudem ergeben sich neue Probleme: Eine naturräumliche Feingliederung existiert nur gebietsweise, die Grenzziehung bereitet dabei z. T. erhebliche Schwierigkeiten, und die Übereinstimmung mit pflanzengeographischen Einheiten entsprechenden Niveaus würden noch schlechter ausfallen als bei den naturräumlichen Haupteinheiten. Endlich wird auch die Beurteilung der Seltenheit nicht einfacher, da nun durch die neue Schwelle neben den aufsehenerregenden Arten eine breite Palette weniger beachteter in den kritischen Entscheidungsbereich fällt. Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Bewertungsvorgangs lassen hier zu wünschen übrig.

Besonders unsinnig aber ist die Situation, die durch die Grenzen entsteht – gleich, ob sie politische, naturräumliche oder pflanzengeographische Bezugsräume scheiden. Es ist unbefriedigend, wenn durch grenzbeeugte Betrachtungsweise Vorkommen einer Sippe in einem Bezugsraum als »selten« bewertet werden müssen, obwohl sie nichts anderes sind, als die Endpopulationen eines ausgedehnten, in den benachbarten Bezugsräumen durch eine Vielzahl von Vorkommen repräsentierten Areals, das durch willkürliche Bezugsraumabgrenzung an einer Ecke gekappt worden ist². Bezugsräume dieser Art sind immer künstlich, da nicht arealkonform; sie ignorieren die populationsgenetischen Zusammenhänge und führen daher nur zu scheinbar richtigen Aussagen.

2.2.2. Bewertungskomponente Bestandesgrößenverteilung im konzentrischen Umfeld

2.2.2.1. Entwicklung der allgemeinen Form des Ringsegment-Bezugssystem aus einem Grundraster

Auf das Kriterium »Seltenheit« läßt sich bei der artenschutzgemäßen Bewertung von Pflanzenbeständen nicht verzichten, doch müssen starr geographisch fixierte Bezugsflächen durch flexible, situationsbezogene ersetzt werden. Hierfür bietet sich das jeweilige, zweckmäßigerweise konzentrisch zu wählende Umfeld des zu bewertenden Bestandes an. Zusätzlich sollte nach Kriterien gesucht werden, die eine weniger willkürliche Festlegung von Seltenheitsschwellen ermöglichen. Sie liefert die Hilfskonstruktion eines Rasters völlig homogen verteilter Vorkommen, eines idealisierten »Grundnetzes«, wie es Abb. 20 zeigt. Das Verhältnis zwischen der vom Grundraster vorgegebenen Bestandeszahl und der wirklich vorhandenen vermag dann den Grad der Seltenheit auszudrücken, ohne daß konkrete Seltenheitsstufen angegeben werden müßten. Die praktische Verwendung dieses Modells erfordert indessen den Verzicht auf eine allzu strenge Lokalisation der Bezugspunkte. Im einfachsten Fall wäre daran zu denken, die Gesamtzahl der Rasterpunkte innerhalb eines konzen-

1) So entging RINGLER (1982, S. 60) bei seinem Beispiel Zottiger Geißklee (*Chamaecytisus supinus*) für »Einmaligkeit« in der Region 18 selbst, daß die Pflanze außer an den erwähnten Lokalitäten (Alztal und Peterskirchener Feld) z. B. in der Erdmoränenlandschaft bei Halting vorkommt.

2) Daß solche Randvorkommen besonders schutzwürdig sind, wird hier nicht verkannt. Sie sind es aber unabhängig davon, ob sie sich in einem Bezugsraum mit vielen oder wenigen Vorkommen befinden.

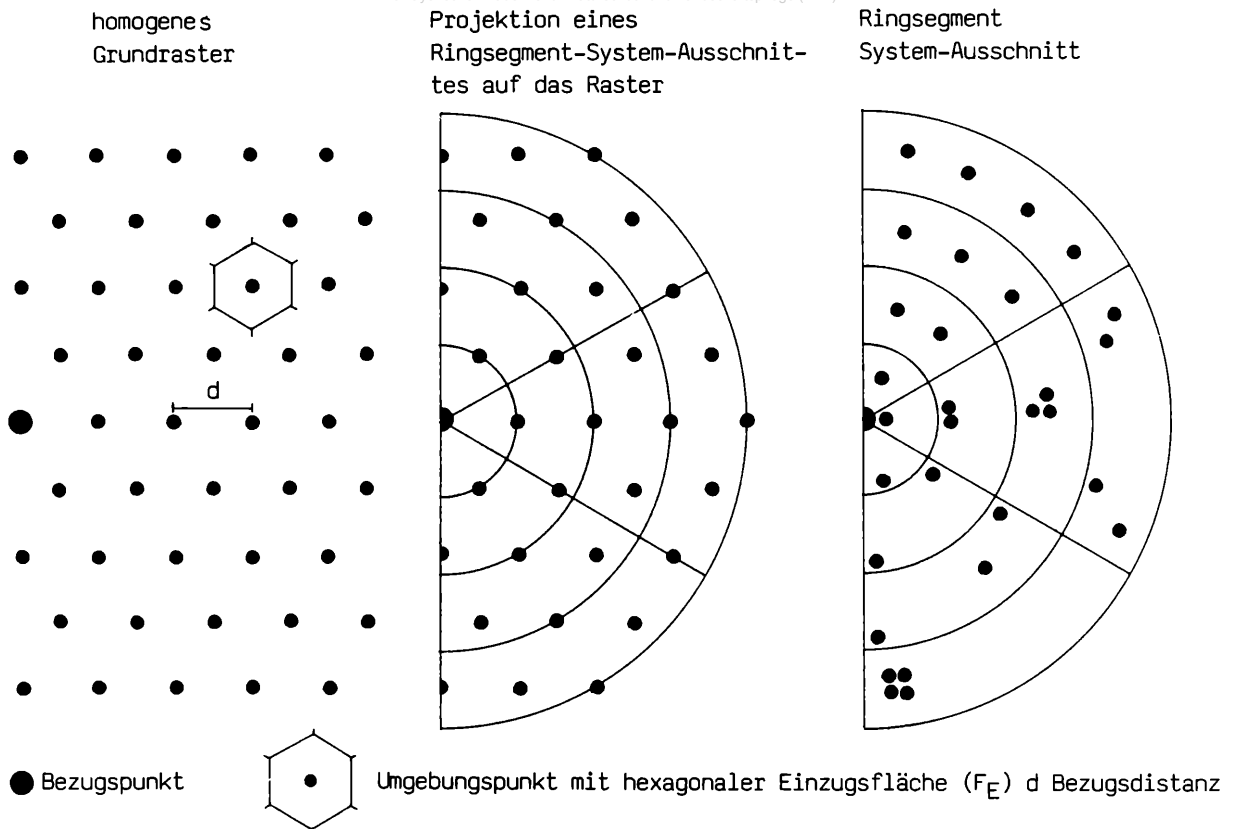


Abbildung 20

Übergang vom homogenen Grundraster zum Bezugssystem mit freier Lokalisation innerhalb der Ringsegmente.

trischen Bereichs - unabhängig von ihrer realen Lage - zur Bezugsgröße zu machen. Dabei würde aber der bei Seltenheitsfragen wichtige *Entfernungsaspekt* übergangen: Es macht bewertungsmäßig einen großen Unterschied, ob sich eine bestimmte Zahl von Vorkommen um den Bezugsbestand scharf oder gleichmäßig über die Bezugsfläche verteilt oder in der Bezugsflächenperipherie aufreißt. Hier kann Abhilfe durch die Zerlegung der Kreisfläche in *konzentrische Ringe* geschaffen werden.

Es erweist sich weiterhin als notwendig, nach *Richtungen* zu differenzieren, da es nicht gleich sein kann, ob die Vorkommen innerhalb einer Ringzone gleichmäßig angeordnet sind (und damit dem Grundraster angenäherte Positionen einnehmen) oder sich an einer Stelle konzentrieren. Hierzu wird die Kreisfläche zusätzlich in *einzelne Sektoren* zerlegt. Damit ergeben sich nach Richtung und Entfernung unterschiedene *Ringsegmente* als Bezugsflächenelemente (zu einem entsprechenden Resultat wäre man gekommen, hätte man versucht, mehrere Punkte des Grundrasters mit ihren zugehörigen Flächen zu Einheiten zusammenzufassen, innerhalb derer keine Ortsgebundenheit der Punkte mehr besteht). Aus dem homogenen Grundraster, in dem die Lage eines jeden Punktes exakt durch Richtung und Entfernung vom zentralen Bezugspunkt (Mittelpunkt) festgelegt ist, ist ein System regelmäßig angeordneter Ringsegmente geworden, innerhalb derer »Unordnung« herrschen darf, d. h. eine freie Wahl der Lage erfolgen kann (vgl. Abb. 20).

Die Zusammenhänge zwischen Grundraster und möglichem *Ringsegment-System* veranschaulicht Abb. 21. Die einzelnen Rasterpunkte liegen zu sechs oder zwölf auf Kreisbahnen, deren Radius diskontinuierlich zunimmt. Die zugehörigen Ringzonen sind von stark wechselnder Größe; mit ihnen läßt sich

nicht arbeiten. Erst die Zusammenfassung der Zonen zu Ringen mit Begrenzungsradien, die ganzzahlige Vielfache des Punktabstandes darstellen, ergibt brauchbare Verhältnisse. Innerhalb der Ringsegmente muß nun das Verhältnis zwischen der tatsächlichen Zahl der Vorkommen und ihrer *Sollzahl* ermittelt werden. Diese Sollzahl wird durch die Projektion des Ringsegmentensystems auf das homogene Grundraster erhalten (Abb. 20 Mitte). Sie wächst proportional mit der Ringsegmentfläche und damit der Entfernung vom zentralen Bezugspunkt (konstante Größe der regelmäßig hexagonalen Einzugsflächen eines jeden Punktes im Grundraster).

Wenn - wie hier geschehen - verlangt wird, daß schon im innersten Ring eine Sollzahl von einem Vorkommen pro Ringsegment gilt, ergibt sich zwangsläufig eine Sechstelung der Ringflächen, ausgehend von einem 60° -Zentriwinkel. Bei höheren Ringordnungen werden die Sollzahlen unübersichtlich hoch. Wie in Abschnitt 2.2.2.3. dargelegt, ist daher die Beschränkung auf 5 Ringe (mit insgesamt 90 Positionen) sinnvoll.

Damit ist das Ringsegment-System als Komplex einzelner Bezugsflächen für die Bewertung in seiner allgemeinen Form konstruiert. Es umfaßt die Ringzonen I bis V aus jeweils sechs Segmenten, deren Soll-Punktzahl von 1 auf 5 wächst (Abb. 21). - Wie später zu zeigen sein wird, lassen sich auf der Basis dieses Systems neben der subregionalen Seltenheit auch die Parameter Entfernung, Lage zu den Nachbarbeständen und die unterschiedlichen Lageverhältnisse hinsichtlich des Areal in integrierender Weise zufriedenstellend bewerten.

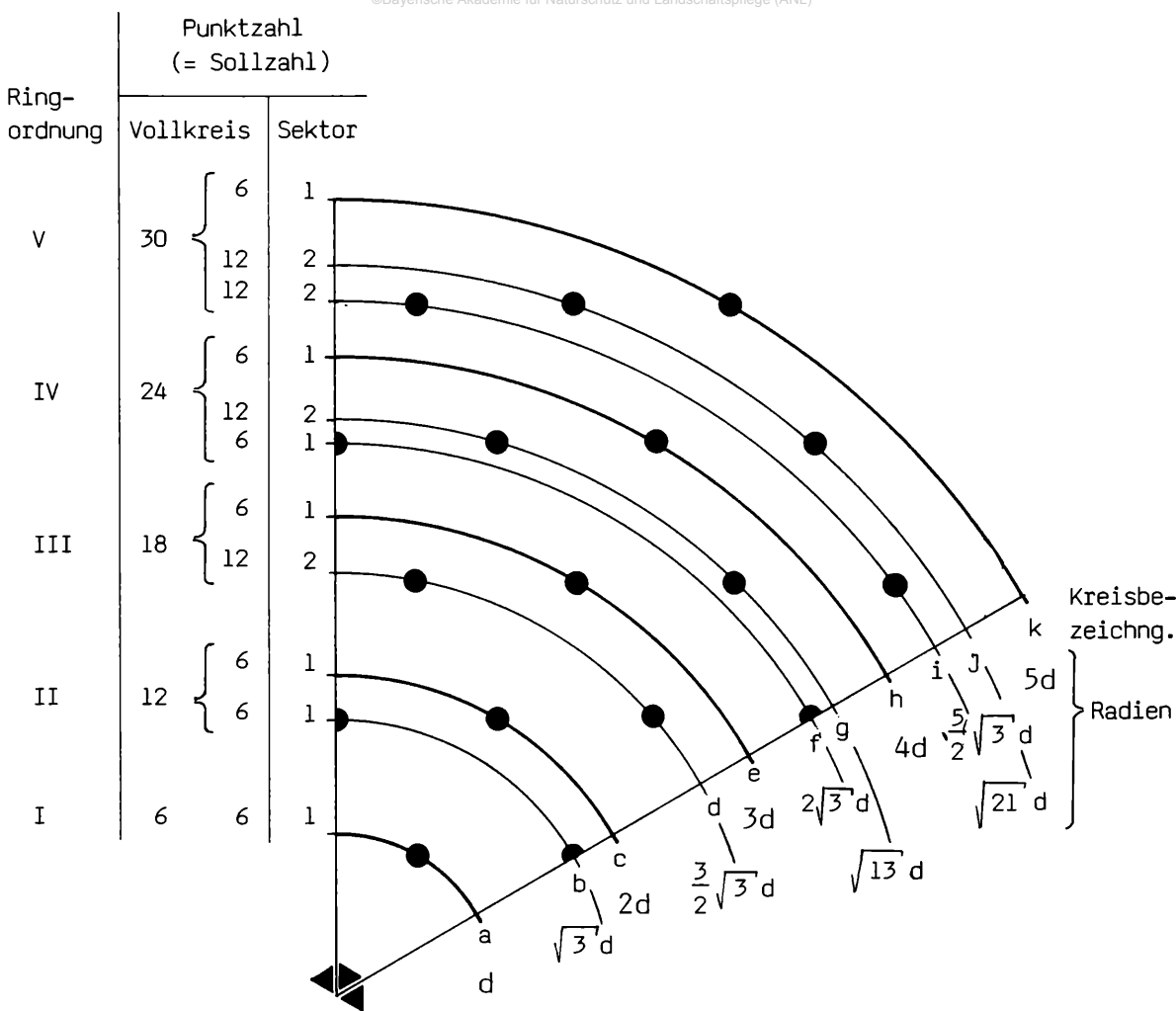


Abbildung 21

Sektor (1/6 der Kreisfläche) aus dem Ringsegment-Bezugssystem. d = Punktabstand. Die einzelnen Kreisbahnen werden für den praktischen Ansatz (wie in Abb. 20) zu Ringen zusammengefaßt, denen die Punktausstattung der jeweils äußeren Begrenzungskreise ganz zugerechnet wird.

2.2.2.2. Determination der Bezugssysteme durch Festlegung maximaler Populationsabstände

Das allgemeine Ringsegment-System wird erst durch die Festlegung des Punktabstandes im zugrunde liegenden homogenen Raster determiniert und damit einsatzbereit. Seine Wahl wird zum eigentlichen Problem, sofern man nicht völlig willkürlich vorgehen möchte. Eine vernünftige Festlegung ist unbedingt erforderlich, da der Abstand das ganze Bewertungsergebnis bestimmt¹. Im folgenden wird versucht, in der Größenordnung angemessene Abstände aus der Forderung des Artenschutzes abzuleiten, Stützpunktpopulationen unter Bedingungen zu erhalten, die einen Gentransfer ermöglichen.

Bekanntlich haben genetisch isolierte Populationen zwar die Chance einer eigenständigen evolutiven Weiterentwicklung in Richtung auf die Herausbildung neuer hochspezialisierter Rassen, doch bedingt ihr eng beschränktes genetisches Spektrum auch eine geringere Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Umweltbedingungen (genetische Isolation als Destabilisierungsfaktor). Umgekehrt wächst die Fähigkeit eines Taxons, sich auch unter ungünstiger werdenden Lebensbedingungen zu behaupten und in erfolgversprechender Weise an der weiteren Evolution teilzunehmen mit der Größe und Differenziertheit des gemeinsamen Gen-Pools und der Intensität des Gen-Flusses zwischen den Populationen (hohe Rekombinationsrate unter Ausnützung rezessiver Allele). Die Möglichkeiten zum genetischen Austausch wirken sich also im allgemeinen arterhaltend aus.

Der *Gentransfer* von Population zu Population kann bei Samenpflanzen unmittelbar durch den Blüten-

¹) Vgl. die unterschiedliche Belegung, die verschieden breite, den Bezugsabständen entsprechende Ringe in Abb. 28 besitzen!

staub erfolgen oder mittelbar auf dem Umweg über Diasporen, aus welchen erst im Bereich der »Zielpopulation« blühende Pflanzen hervorgehen müssen. Dieser Nachteil kann zum Vorteil werden, wo die Möglichkeit besteht, durch ausgesprochene Migrationsschritte weit entfernte Populationen zu erreichen. Die bewertungsrelevanten, überwiegend regressiven Sippen sind hierzu heute allerdings meist nicht mehr in der Lage.

Das Ausmaß des Gentransfers hängt außer von den Lagebeziehungen zwischen den Populationen besonders von sippenspezifischen Eigenschaften ab (Verbreitungsmittel von Pollen bzw. Diasporen, Wuchshöhe der reproduktiven Organe, Menge der erzeugten »Genträger«, deren Lebensdauer bzw. Keimfähigkeit u. a.), von den Eigenschaften der konkreten Pflanzenbestände (Fertilität, Bestandesgröße), den topographischen Verhältnissen (Barrieren in Form von Bergen, großen Gewässern, ausgedehnten Waldgebieten; die Ausbreitung begünstigende Flußauen u. a.) und von den meteorologischen Bedingungen (Windstärken- und -richtungsverteilung, Jahreszeiten usw.). Von den speziell örtlichen Gegebenheiten unabhängige Anhaltspunkte zur Festlegung des Punktabstandes im Grundraster bieten nur die *sippenspezifischen* Eigenschaften, wobei aber nicht ihre Ausprägung im einzelnen, sondern das Ergebnis ihres Zusammenwirkens interessiert, das primär in der Verbreitung der Pollen und Diasporen besteht.

Als »maximaler Populationsabstand« kann somit die

Entfernung definiert werden, die diese »Genträger« – ohne Zwischenstationen – mit größerer Wahrscheinlichkeit lebend in einem überschaubaren Zeitraum (vielleicht einem Dezennium) überbrücken können. Dabei ist davon auszugehen, daß diese *mittlere Reichweite* bei einer großen Menge freigesetzter Pollen und Diasporen in der Regel nicht nur vereinzelt, sondern in höherer Zahl erzielt wird: Die Verteilung erfolgt kaum jemals gleichmäßig nach allen Richtungen (mit der Entfernung exponentiell ausdünnend) und auch nur selten von vornherein gerichtet. Wo Verbreitungsagenten im Spiel sind, resultiert meist eine mehr oder weniger einsinnige und portionsweise Verbreitung (Insektenflug, Windrichtung, Fließgewässerverlauf), wengleich mit abnehmender Konzentration entlang des Weges im Sinne einer einfachen reziproken Funktion.

Der ganz unterschiedlichen Effektivität der Ausbreitung von Pollen und Diasporen bei verschiedenen Pflanzenarten kann natürlich mit *einem* maximalen Populationsabstand nicht Rechnung getragen werden; es ist notwendig, ihn sippen-spezifisch festzulegen. Gemessen an der Vielfalt der Ausbreitungsvorgänge steht nur wenig repräsentatives Datenmaterial über die mittlere Reichweite zur Verfügung, und auch dieses vermag angesichts der Komplexität und Variabilität dieser Vorgänge unter Freilandbedingungen¹ nur grobe Anhaltspunkte zu liefern. So ist es unumgänglich, sehr pauschalierend zu verfahren, die Pflanzen einigen wenigen Typen zuzuordnen und für diese zu versuchen, wenigstens in der Tendenz richtige Maximalabstände festzulegen. Dabei sind zunächst die Reichweite der Pollen- und der Diasporenverbreitung getrennt zu betrachten.

Die *Reichweite der Pollenausbreitung* unterscheidet sich charakteristisch nach den Bestäubungstypen:

- bei *Entomophilen* bewegt sie sich zwischen einigen hundert Metern und wenigen Kilometern; selbst ein so leistungsfähiges Insekt wie die Honigbiene entfernt sich selten weiter als 3 km vom Ausgangspunkt. Allerdings berichtet FRISCH (1969, S. 124) über Versuche, bei welchen sich Bienen sogar 5 km vom Stock entfernten. Stellt man sich vor, daß diese Strecke zuerst in der einen und dann – unvollständig von Pollen befreit – in der entgegengesetzten Richtung geflogen wird, so kommt immerhin eine Distanz von 10 km heraus, über die hinweg (im günstigsten Fall), Blütenstaub übertragen werden kann. – Als provisorischer Richtwert seien hier aber pauschal für alle Entomophilen nur 3 km angesetzt. Eine Differenzierung nach den bestäubenden Tiergruppen wäre sehr wünschenswert, erscheint aber vorerst nicht durchführbar

- bei den *Hydrophilen* hängt die Reichweite sehr stark vom Charakter des Wohngewässers ab. Im Mittel dürfte sie in derselben Größenordnung liegen wie bei der vorigen Gruppe. Inwieweit Wasservögel auch Pollen über weite Strecken vertragen, läßt sich gegenwärtig nicht beurteilen

- bei den *Anemophilen* hängt die Reichweite stark von der Effektivität der Schwebbeeinrichtungen, der Insertionshöhe der Blüten und dem Vegetationscharakter ab. Nach REMPE (zit. in KUGLER 1970, S. 44) fliegen Eichenpollen über 60 km weit. Die geringe Lebensdauer der Pollen und die kurzen, z. T. unterschiedlichen Blühterminale vieler Anemophiler schränken nach KUGLER indessen die Bedeutung der Fernverbreitung stark ein. – Hier sei behelfsweise eine mittlere wahrscheinliche Reichweite von 9 km für windverbreiteten Pollen angenommen.

¹⁾ Vgl. die zahlreichen, von RIDLEY (1930) zusammengetragenen Beispiele!

Tab. 12 vermittelt einen Überblick der *Reichweite* bei verschiedenen *Diasporen-Verbreitungstypen*. Sie ist nur dort von Interesse, wo sie die der Pollenausbreitung übersteigt, d. h. bei den Kombinationen Entomophilie (bzw. Hydrophilie) mit Langstreckenverbreitungstypen (Ornithochoren, Meteoranemochoren p. p.). Dabei ist zu bedenken, daß Diasporen in geschlossenen Pflanzenbeständen nur geringe Entwicklungschancen haben. Davon betroffen sind besonders *Charakterpflanzen höherer Vegetationseinheiten* (das belegen u. a. deren vielfach scharf umrissene lokale Arealbilder, die oft nicht durch besondere Standortansprüche zu erklären sind)¹. In diesen Fällen wird daher vorgeschlagen, bei der Festlegung eines fiktiven maximalen Populationsabstandes die Reichweite für den Pollentransport doppelt so hoch zu bewerten wie die der Diasporenverbreitung. Die Rechnung lautet dann (2 x Pollenreichweite + Diasporenreichweite): 3 oder konkret (2 x 3 km + 6 km): 3 = 4 km Maximalabstand. Bei entomophilen (und hydrophilen) Diasporen-Langstreckenverbreitern, die wie *Epipactis palustris* regelmäßig auch neu entstandene Wuchsorte kolonisieren, können die Pollen- und Diasporen-Reichweite als gleichgewichtig betrachtet werden. Rechnung: (3 km + 6 km) 2 = 4,5 km. Bei ausgesprochenen *Pionierpflanzen* bzw. Primärsiedlern offener Böden (z. B. *Limosella aquatica*, *Tussilago farfara*) kommt der Diasporenreichweite noch größere Bedeutung zu; sie wird zur den Maximalabstand für wahrscheinlichen Gen-Fluß bestimmenden Komponente (Bestäubungstyp zu vernachlässigen). – Bei *polydiasporen* Pflanzen (z. B. *Dentaria bulbifera*: Brutknospen und Samen) sind die Verbreitungseinheiten mit dem effektiveren Verbreitungstyp relevant, bei *polychoren* der Verbreitungstyp, der für die Verbreitung in der Praxis tatsächlich entscheidend zu sein scheint.

Besonders schwierig gestaltet sich die Behandlung des Abstandproblems bei den ± streng Autogamen einschließlich der Gefäßkryptogamen, und bei den überhaupt *Sterilen* (z. B. *Acorus calamus*), da hier das Kriterium »Gen-Fluß« nicht anwendbar ist. Damit die Bewertung der Bestandessituation derartiger Pflanzen zu ähnlichen Ergebnissen führt wie bei den Allogamen, wird im Fall der Kryptogamen behelfsweise die mittlere Sporenreichweite (Arbeitswert 9 km) eingesetzt; bei den autogamen und sterilen Samenpflanzen wird willkürlich ebenfalls dieser Wert übernommen.

Ingsgesamt ergeben sich so nach den unterschiedlichen Reichweiten von Pollen, Meio-, Mito- und Diasporen (= »gentransferierende Organe«) vier fiktive Maximalabstände zwischen den einzelnen Populationszentren (3 km, 4 km, 6 km und 9 km)*. Werden diese unverändert den Bezugsrastern zugrunde gelegt, so verhalten sich die resultierenden Punktdichten wie 9 : 3,5 : 2,95 : 1. Diese große Spannweite ist sicher nicht wünschenswert. Ihre Verringerung ist aber auch aus anderen Gründen erforderlich: Mit dem Punktabstand im Bezugsraster wächst im Ringsegment-Bezugssystem die mögliche Entfernung in tangentialer Richtung, die »Trefferwahrscheinlichkeit« der gentransferierenden Organe sinkt entsprechend. Dieser Effekt wird durch eine erhöhte mittlere Reichweite nicht kompensiert. Soll in verschiedenen determinierten Bezugsrastern etwa dieselbe zeitliche Wahrscheinlichkeit für den geneti-

¹⁾ Ein Beispiel dafür aus dem Inn-Chiemsee-Hügelland ist die ornithochore *Lonicera nigra*.

* Die obengenannte fiktive Reichweite 4,5 km wird nicht weiter beachtet; die betroffenen Sippen werden wie jene mit 4 km Reichweite behandelt.

Tabelle 12:

Gruppierung von Diasporen-Verbreitungstypen nach der Reichweite

(Quellen: MÜLLER-SCHNEIDER 1983, MÜLLER 1955, einzelne Ergänzungen nach PIJL 1982)

Abkürzung	Verbreitungstyp ¹	Beispiele
I. Kurzstreckenverbreiter (< 100 m)²		
Aut	Autochoren (ohne Ballisten) und Barochoren Blastochoren (Selbstableger Barochoren (Fall-Ausbreiter) Herpochoren (kriechende Diasporen) Ballochoren	<i>Cymbalaria muralis</i> <i>Aesculus hippocastanum</i> <i>Arrhenatherum elatius</i> (0,37 m/d)
Autbal	(aktive) Ballautochoren passive Ballisten	<i>Impatiens glandulifera</i> (6,3m)
Hydbal	+ Regenballisten (Ombrohydrochoren)	<i>Thlaspi perfoliatum</i> (0,8 m)
Anebal	+ Ballanemochoren (Windstreuer)	<i>Primula farinosa</i>
Zoobal	+ Berührungsbällisten (Zoochoren)	<i>Betonica officinalis</i>
Hydomb	Ombrohydrochoren p.p.: Regenschwemmlinge Stomatozoochoren	<i>Sedum acre</i>
Myr	- Myrmekochoren (Ameisenwanderer)	<i>Chelidonium majus</i> durch <i>Formica rufa</i> bis 70 m
Mamsto	stomatozoochore Mammaliochoren	<i>Prunus domestica</i>
Ornsto	stomatozoochore Ornithochoren Meteoranemochoren p.p.	
Aneffl-k	- Kurzstrecken-Flügelflieger (v.a. Kräuter)	<i>Biscutella laevigata</i>
Anebfl-s	- Ballonflieger mit Frucht- diasporen oder schweren Samen- diasporen	<i>Trifolium fragiferum</i>
II. Mittelstreckenverbreiter (ca. 0,1 - 2,5 km)		
Meteoranemochoren p.p.		
Aneffl-h	- Mittelstrecken-Flügelflieger (v.a. Holzgewächse)	<i>Pinus sylvestris</i> (2 km)
Anesfl-s	Schirmflieger mit hohen Sinkge- geschwindigkeiten (> ca. 0,35 m/s)	<i>Hieracium spec.</i>
Anebfl-m	- Ballonflieger mit mäßig schweren bis leichten Samen-Diasporen	<i>Drosera rotundifolia</i>
Zoochoren p.p.		
Mammaliochoren		
Mamdys	+ dyszoochore Mammaliochoren	<i>Quercus robur</i> durch <i>Sciurus</i>
Mamepi	+ epizoochore Mammaliochoren	<i>Arctium lappa</i>
Mamend	+ endozoochore Mammaliochoren (akzidentelle - adaptive)	<i>Fragaria vesca</i>
Orndys	dyszoochore Ornithochoren	<i>Quercus robur</i> durch <i>Garrulus glandarius</i>
Hydnau	Nautohydrochoren ³	<i>Iris pseudacorus</i>
III. Langstreckenverbreiter (2,5 - 7,5 km; Arbeitswert 6 km)		
Meteoranemochoren p.p.		
Anesfl-l	Schirmflieger mit geringen Sink- geschwindigkeiten (< ca. 0,35 m/s)	<i>Tussilago farfara</i> <i>Populus</i>
Anebfl-l	Ballonflieger mit sehr leichten Samen-Diasporen sowie staubfeine Diasporen	<i>Epipactis palustris</i>
Ornithochoren p.p.		
Ornend	endozoochore Ornithochoren	<i>Sambucus nigra</i>
Ornepi	epizoochore Ornithochoren	<i>Limosella aquatica</i>
IV. Weitstreckenverbreiter (> 7,5 km; Arbeitswert 9 km)		
Anebfl-k	Sporenpflanzen (Kryptogamen)	<i>Dryopteris filix-mas</i>

¹⁾²⁾³⁾: Fußnoten siehe folgende Seite!

schen Austausch gewährleistet sein, so ist es erforderlich, die tangentialen Punktabstände anzugleichen.

Hierzu soll vereinfachend angenommen werden, daß sich alle Punkte eines Ringes gleichmäßig über seinen äußeren Begrenzungskreis verteilen. Die Bogenabschnitte zwischen den Punkten bzw. ihre tangentialen Abstände (= Sehnen der Bogenabschnitte) wachsen im Verhältnis der Radien (in der oben angegebenen Reihenfolge 1:1,33:2:3). Einander ähnliche »Trefferwahrscheinlichkeiten« lassen sich durch eine Mehrung der Punktzahl in diesem Verhältnis herstellen.

Übertragen auf das homogene Grundraster bedeutet die radienabhängige Mehrung der Punktzahl eine Reduzierung der abstandsspezifischen Einzugsflächen (F_E) in eben diesem Verhältnis. Den neuen Einzugsflächen entsprechen veränderte Punktabstände (d) nach der Formel $d = \sqrt{\frac{2 F_E}{3}}$. Konkret ergeben sich folgende Zahlen:

maximaler Populationsabst. (km)	3	4	6	9
Einzugsfläche F_E (km ²)	7,794	10,392	15,588	23,383
errechnete Bezugsdistanz d (km)	3	3,464	4,243	5,196

Die ermittelten *Bezugsdistanzen* d stauchen die Spanne der den verschiedenen Reichweiten gentransferierender Organe zugeteilten Punktdichte in der gewünschten Weise. Die Rundung der Bezugsabstände zu handlicheren Werten führt zu folgendem Ergebnis:

maximaler Populationsabst. (km)	3	4	6	9
Bezugsdistanz (km)	3	3,5	4	5
hexagonale Einzugsfläche (km ²)	7,794	10,609	13,856	21,651

Damit werden aus dem allgemein konzipierten Grundraster vier *determinierte Bezugsraster*, die wieder determinierte Ringsegment-Bezugsysteme liefern, welche nun den einzelnen Sippen zugeordnet werden können.

2.2.2.3. Gesichtspunkte zum Einsatz der Ringsegment-Bezugsysteme

Die determinierten Bezugsraster verkörpern minimale genetische Verbundsysteme mit Populationsabständen, die mit großer Wahrscheinlichkeit zumindest während längerer Zeiträume einen wechselseitigen Gen-Fluß garantieren. Wo diese minimale Populationsausstattung erreicht oder unterschritten wird, erhalten die benachbarten Populationen unabhängig von anderen Bewertungskriterien eine besondere Bedeutung für den Artenschutz. Die Bewertung muß somit in einem Vergleich zwischen realer Populationsverteilung und homogenem Raster bestehen und um so höher ausfallen, je größer die Löcher im Vergleich mit dem Bezugsraster sind, d. h. je weiter die Populationen auseinander rücken.

Für den praktischen Gebrauch werden die determinierten, homogenen Bezugsraster in determinierte Ringsegment-Systeme überführt, die nur das nähere, konzentrische Umfeld einer Population berücksichtigen und eine mit der Ringordnung wachsende, aber begrenzte Lagefreiheit der Vorkommen (und damit Inhomogenität) gestatten. Die Bewertung erfolgt nun durch den Vergleich zwischen der vom System her geforderten Zahl und Größe der Bestände pro Ring-

Fußnoten zu Tabelle 12:

1) Die von MÜLLER-SCHNEIDER 1983 verwendeten neuen Typennamen lassen die Zugehörigkeit zu den Hauptklassen nicht mehr erkennen; hier wurden daher die eingeführten, oft zusammengesetzten Namen beibehalten, wie sie MÜLLER 1953 verwendete. – Die primär auf der Einwanderungsweise begründete Gruppe der Anthropochoren ist im Rahmen dieser, stationäre Verhältnisse betrachtenden Aufstellung irrelevant. Die im allgemeinen hierher gerechneten Sippen werden nach den bei ihrer Nahausbreitung wirksamen Agentien klassifiziert (z. B. *Solidago gigantea* als Schirmflieger). – Die Reichweite der Diasporen wurde beträchtlich unter den gemessenen Maximalwerten angesetzt, da diese im strukturierten Gelände, insbesondere bei Gliedern niedriger Schichten, kaum erreicht werden.

2) Nahverbreitung im Sinne MÜLLER-SCHNEIDERs

3) Verlegenheits-Plazierung: Je nach Wuchsortverhältnissen Kurz- bis Langstreckenverbreitung

segment und der tatsächlichen Belegung. Nun ist eine Erfüllung des vom Grundraster her verlangten Punkt-Solls zu seiner Sicherung nicht genug – es sei denn, es handelt sich um lauter effektiv geschützte Vorkommen. Als notwendig erachtet wird daher eine mindestens *doppelte* Belegung des Grundrasters; an die Stelle der Sollzahlen treten damit die doppelt so hohen »*Bezugszahlen*«. Im Einklang damit steht es, wenn Bestände auf *streng geschützten Flächen* zweimal gewertet werden (Naturschutzgebiete, Naturdenkmale, andere Schutzformen mit zeitlich unbefristetem Schutzstatus und Verordnungen, die adäquate Pflegemaßnahmen gewährleisten).

Das Bewertungsverfahren wird durch die Festlegung erleichtert, daß innerhalb eines jeden Sektors Bestandesanzahl und zonenspezifische Bezugszahl der Segmente im Zentrum der Kreisfläche beginnend verglichen werden und dann, wenn erstmals eine Bezugszahl erreicht wird, die Verhältnisse in den distal folgenden Sektorsegmenten unbeachtet bleiben.

Durch die schematische Aufteilung der Kreisfläche in kleinere Bezugseinheiten entstehen Verzerrungen, wenn »vorkommensgesättigte« Flächen kleiner Ausdehnung betroffen werden (je nach Lage im Segment-system kann die Bezugszahl eines Segments überschritten werden, oder die Vorkommen verteilen sich auf mehrere Segmente, die dadurch unterschwellig belegt bleiben, so daß insgesamt eine höhere Bewertung resultiert). Es gibt jedoch keine befriedigende Alternative zu dieser Vorgehensweise; Zusammenfassungen würden auf Kosten einer differenzierten Bewertung des Richtungsaspektes gehen.

Während die Lage der Ringe durch den Bezugspunkt bestimmt wird, ist die der Sektoren zunächst noch offen. Je nach ihrer Ausrichtung werden mehr oder weniger »Sättigungsflächen« zerschnitten, gibt es mehr oder weniger große Verzerrungen. Überhaupt hängt das Bewertungsergebnis in sehr hohem Maße von der *Lage der Sektoren* ab; diese muß also irgendwie fixiert werden. Am einfachsten wäre eine himmelsrichtungsmäßige Festlegung. Sie führte aber zu dem Unsinn, daß zwei Verteilungsmuster, die in der Lage der Vorkommen zueinander völlig identisch sind, die jedoch um einen Winkel (= 60°) gegeneinander verdreht sind, ganz unterschiedliche Bewertungsergebnisse lieferten. Durch folgende Vorschrift kann hier Abhilfe geschaffen werden: Die *Ringsegment-schablone* ist einmal so zu drehen, daß sich eine minimale, und das andere Mal so, daß sich eine maximale Gesamtbewertung ergibt. Aus beiden Zahlen wird dann der Mittelwert errechnet.

Nun ergibt sich die Frage, ob Leerstellen in Segmenten steigender Ordnung (zunehmender Entfernung vom Zentralbestand) gleich, höher oder niedriger bewertet werden sollen. Der abnehmenden Relevanz hinsichtlich des Bezugsbestandes entspricht am ehesten eine abnehmende *Bewertung der einzelnen Positionen*. Dies wird in einer zufriedenstellenden und praktischen Weise erreicht, wenn jedem Ringsegment eine maximale Punktzahl von 1 zugewiesen wird. Die Division durch die jeweilige Bezugszahl liefert dann den zonenspezifischen Wert der einzelnen Position (Ring I: 0,5, II: 1/4, III: 1/6, IV: 1/8, V: 0,1). Ein angenehmer Nebeneffekt ist dabei, daß mit der Entfernung gewöhnlich zunehmende Kenntnislücken des Bearbeiters immer weniger ins Gewicht fallen.

Jetzt steht noch die *Begrenzung der Bezugskreisfläche* aus. Der Aspekt »Möglichkeit des Gen-Flusses« wird spätestens ab Zone IV (mehr als dreifache Bezugsdistanz) irrelevant. Das Bewertungsmodell soll jedoch

neben den Lagebeziehungen der Populationen zueinander (Seltenheitsaspekt) auch die Lage im Areal bewerten (ausführliche Behandlung im folgenden Abschnitt). Dies erfordert u. a. eine wertmäßige Differenzierung von Arealvorposten- und Randlagen. Um dies zu ermöglichen, müssen so viele Ringe berücksichtigt werden, daß im Vergleich zu bloßen Unregelmäßigkeiten der Verteilung innerhalb des Areals eine höhere Bewertung erzielt wird. Andererseits ergibt sich eine Begrenzung der Zonenzahl dadurch, daß der subregionale, überschaubare räumliche Rahmen nicht verlassen werden soll. Den verschiedenen Gesichtspunkten wird durch eine Festlegung der Zonenanzahl auf 5 Rechnung getragen. Ein völlig isoliertes Vorkommen erhält damit die maximale Zahl von $6 \times 5 \times 1 = 30$ Punkten.

Endlich wurde bei den bisherigen Betrachtungen die *bestandesgrößenmäßige Seite* völlig ignoriert. Kleinst- und Kleinbestände sind im allgemeinen instabil und können die Rasterpositionen nicht vollwertig besetzen. Neben der Verteilung der Vorkommen (Verbreitungsbild) muß daher auch die Bestandes-(größen)-situation des Umfeldes verrechnet werden. Dies soll folgendermaßen geschehen: Für den Vergleich der Bestandesausstattung im Segment mit den Bezugswerten soll nicht die Anzahl der Vorkommen ermittelt werden, es sollen vielmehr deren Bestandesgrößen addiert werden. Um von vornherein der Maximalzahl von 1 Punkt pro Segment Rechnung zu tragen, ist es zweckmäßig, den Bestandesgrößenwert (ausgedrückt in den mit den allgemeinen Größenklassen nicht identischen »Bestandesäquivalenten«; Abschnitt 2.2.5.) durch die Bezugswahl des betroffenen Segments zu teilen. Das Ergebnis sind die in Tab. 13 zusammengestellten »Positionszahlen«. Die Summe dieser Positionszahlen eines Segments wird von der Zahl eins abgezogen. Die Differenz ist der *Leerstellenwert*, der die Grundlage der Bewertung bildet. Die Ermittlung der Leerstellenzahlen erfolgt sektorenweise, am Zentrum beginnend. Sobald in einem Segment ein Leerstellenwert ≤ 0 errechnet wird, entfällt die Untersuchung der zentrifugal folgenden Sektorensegmente. – Effektiv geschützte Bestände (in Naturschutzgebieten, Naturdenkmälern) werden mit ihrer Bestandesgröße doppelt verrechnet. Die geeignete Bewertungsgrundlage für dieses Verfahren bilden somit die Bestandeskarten größeren

Maßstabs (Abschnitt 1.4.2.). Sie geben Anzahl, Lage und Größe der Bestände in der erforderlichen Genauigkeit wieder. Die Entfernungsbetrachtungen müssen sich auf die Zentren der dargestellten Punkte beziehen. Dabei ergibt sich die Frage, wie mit eng benachbarten, sich auf dem Kartenbild überlappenden Beständen zu verfahren ist bzw. dort, wo ein ausgedehntes Vorkommen (künstlich) durch mehrere Punkte dargestellt wurde (diese beiden Situationen lassen sich nach dem Kartenbild nicht unterscheiden). Weiterhin ist zu bedenken, daß der Auflösungsgrad vom *Kartenmaßstab* und den dargestellten Bestandesgrößen abhängt. Eine Bewertung der Bestandesituation nach kleinmaßstäblichen Karten kann deswegen zu einer gegenüber großmaßstäblichen Karten höheren Bewertung führen (geringere Zahl dargestellter Vorkommen bei Benachbarungssituationen). Hier ist ein Ausgleich nötig, der so erfolgt: Als Bezugsmaßstab wird 1 : 200 000 festgelegt (Standard-Bestandeskarte S 200). Bei größeren Maßstäben wird nun ein »*Integrationsradius*« eingeführt, der sich durch die Umrechnung des Radius für die Darstellung eines Bestandes auf der Karte 1 : 200 000 in den vorliegenden Maßstab ergibt (vgl. Abschnitt 2.1.1.4., Ziffer 1). Entscheidend ist hier die Größenklasse, die sich durch die Verteilung der aufgelösten Punkte auf die verbleibenden Punkte bzw. durch die Neubildung von Punkten zwischen den alten ergibt. Es dürfen nur noch Punkte existieren, deren Abstand so groß ist, daß ihre Zentren außerhalb der Integrationsradien der Nachbarpunkte zu liegen kommen. Wo zwei verschieden große Punkte benachbart sind, müssen ihre Mittelpunkte mindestens um den Betrag entfernt sein, der dem Integrationsradius des größeren Punktes entspricht. Die isolierten bzw. durch manipulative Isolierung oder Integration hervorgegangenen fiktiven Bestandesgrößen-symbole sollen im weiteren Text als »*Bezugssignaturen*« tituliert werden (vgl. Abb. 22 u. 23).

Bei Maßstäben $< 1 : 100\,000$ müssen einander überlappende Punkte als eigenständig angesehen und behandelt werden. Zwei auf der Karte 1 : 100 000 gerade isolierte Punkte sind auf der Karte 1 : 200 000 gerade noch auseinander zu halten (Überlappungs-Grenzfall), bei noch kleineren Maßstäben verschmelzen solche Punkte zu einem Zeichenpunkt. Damit kommt es zu unvermeidlichen Überbewertungen. Maßgeb-

Zeichenmaßstab 1

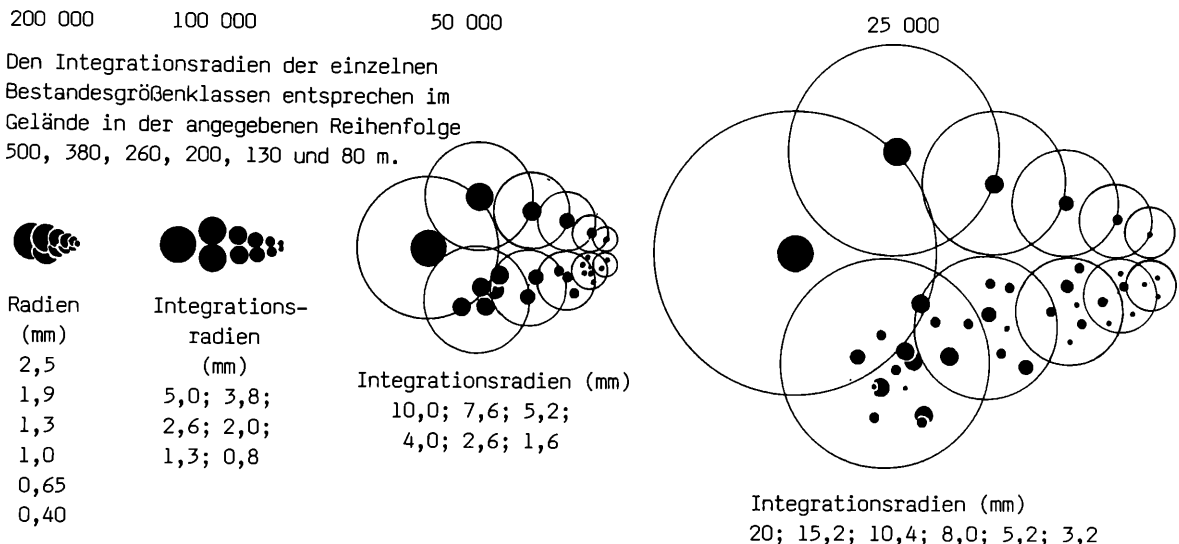


Abbildung 22:

Integrationsbereiche bei verschiedenen Zeichenmaßstäben: Durch Zusammenfassung von Punkten großmaßstäblicher Karten werden Bezugssignaturen erhalten, die im Maßstab 1 : 200 000 gerade noch einzeln darstellbar sind (maximale Dichte).

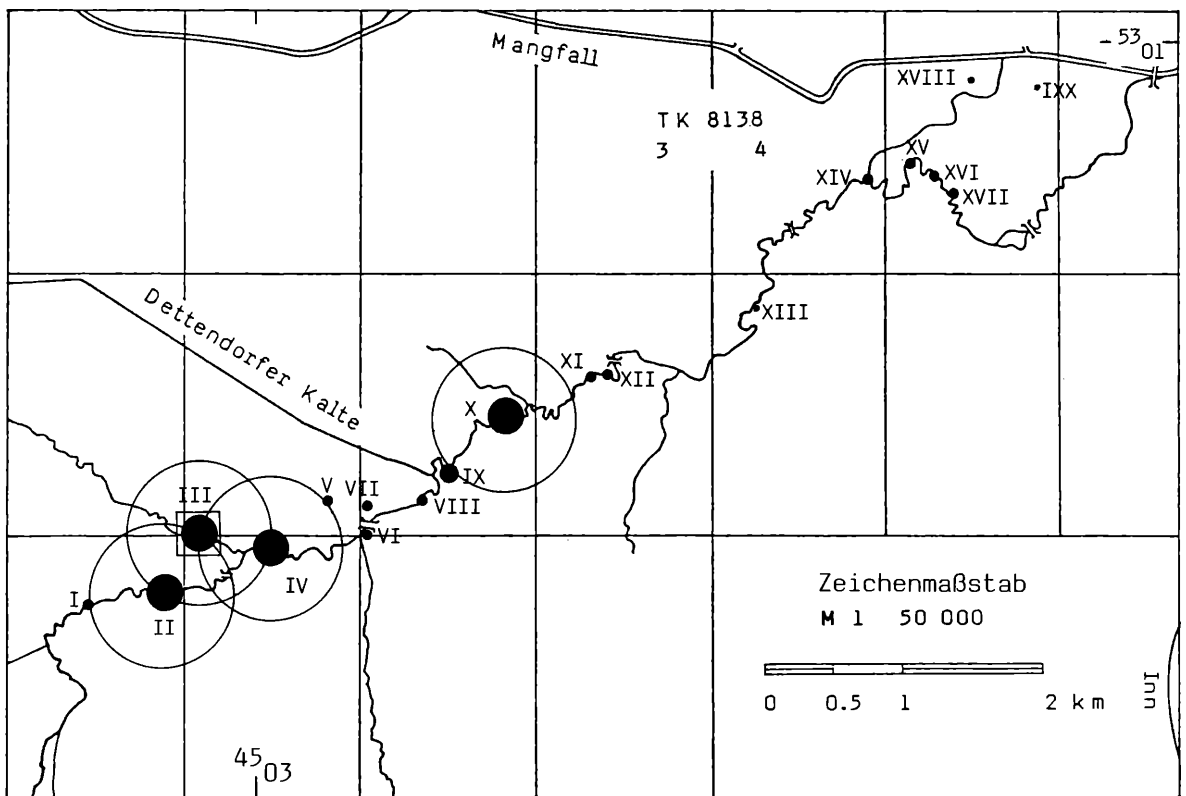
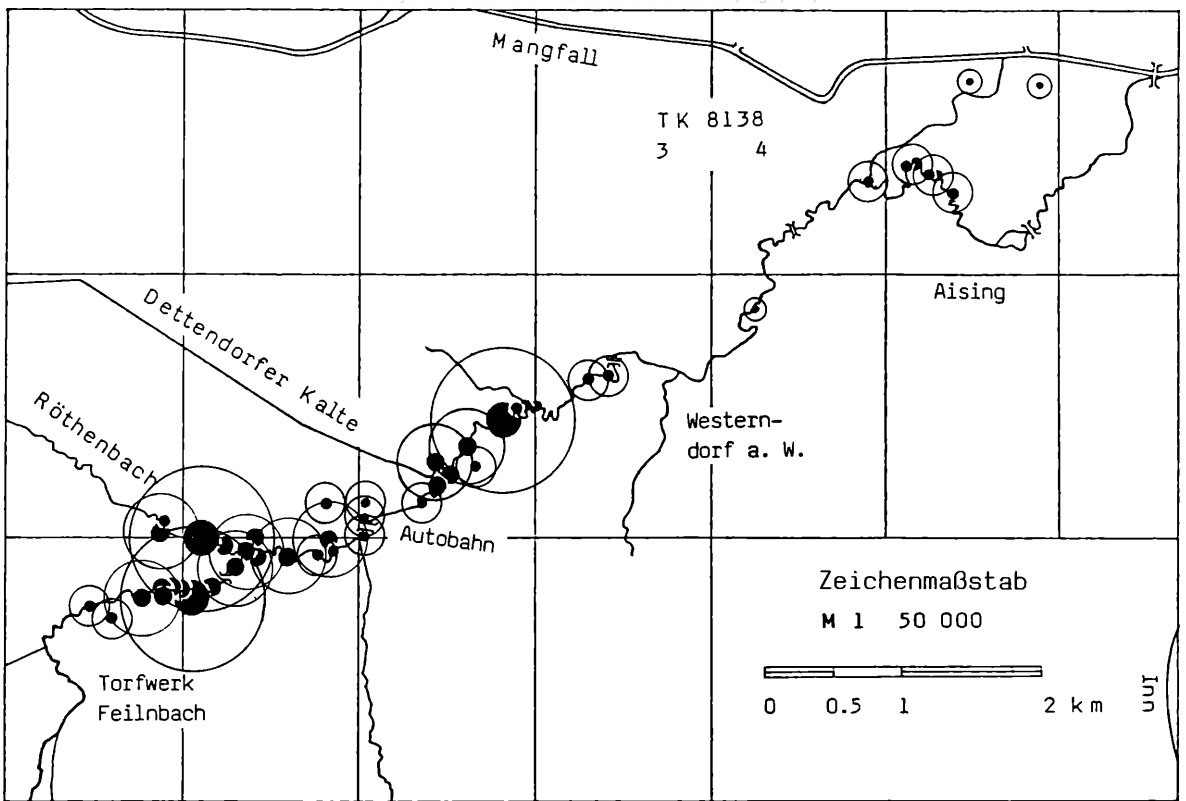


Abbildung 23

GALANTHUS NIVALIS L. im Auenbereich der Kalten: **Umwandlung der Bestandeskarte im Zeichenmaßstab 1:50 000 (oben) mit Hilfe der Integrationsradien (eingezeichnet) in eine Bezugssignatur-Karte (unten).**
Kartenlegende: Abb. 26!

lich für die Bewertung ist stets der Zeichenmaßstab, nicht der der Reproduktion.

Die Bestandeskarten werden mit abnehmender Größenklasse der Bestände zunehmend Lücken aufweisen. Das spielt aber bei der Bewertung kaum eine Rolle, da Kleinst- und Kleinbestände kaum zum Ergebnis beitragen. – Bewertungsgegenstand ist ausschließlich die aktuelle Flora mit Ausnahme von

jüngeren Ansalbungen und Neophyten. Dabei versteht sich von selbst, daß sich die Bewertung auf taxonomisch möglichst scharf gefaßte Sippen beziehen muß (Unterarten, Varietäten). Manche, durch intermediäre Formen verbundene Verwandtschaftskreise dürfen allerdings nicht zu eng gesehen werden.

Bastarde sind im Rahmen der Bewertung im allge-

meinen unbedeutend. Eine Ausnahme bildet z. B. *Viola alba* im Austrittsbereich des Inntales aus den Alpen: Violettspornige Bastarde mit anderen Frühjahrsveilchen scheinen dort zu etwa einem Drittel am Gesamtbestand beteiligt. Teilweise fertile Bastarde können durch Rückkreuzung wieder die älteren Sippen ergeben. Auf diesem Wege kann sogar eine Ausbreitung der (reinen) Sippen erfolgen. Vermutlich ist das Auftreten einzelner Horste von *Schoenus nigricans* in Primulo-Schoeneteten so zu erklären (Umweg über *Schoenus x intermedius*).

2.2.3. Bewertungskomponenten Fundortlage im Areal und subregionale Arealgröße

Die Erhaltung des Sippenareals (Größe und Gestalt) einschließlich seiner subregionalen Ausprägung durch die Sicherung der Vorkommen, die das Arealbild (als Ausdruck der geographischen Verteilung der Fundorte) bestimmen, gehört zu den Zielen des Artenschutzes. Damit erhalten Vorkommen in Arealgrenzlagen eine besondere Bedeutung; ihnen steht eine höhere Bewertung als den zentral gelegenen zu. Das Ringsegment-Bezugssystem leistet dies infolge der sektoralen Differenzierung ohne weitere Veränderungen (Abb. 24).

werden, geht zwei Wege: Zum einen wird die Bestandesgrößensumme aller Vorkommen innerhalb des kleinen Areals berücksichtigt (Ausführungen hierzu in Abschnitt 2.2.4.), zum anderen wird das Bezugsraster und damit das Kreissegment-Bezugssystem in Abhängigkeit von der Arealinselausdehnung auf geringere Abstände umgestellt.

Welche aber ist die *Arealinsel-Minimalfläche*, bei deren Unterschreitung eine Abstandsanpassung relevant wird und mit der die konkrete Arealausdehnung verglichen werden muß? Ihre Festlegung durch einen bestimmten Prozentsatz an der Fläche (oder Grundfeldgesamtzahl) fixierter geographischer Raumeinheiten scheidet aus denselben Gründen wie bei der Seltenheitsbewertung aus (vgl. Abschnitt 2.2.1.). Andererseits läßt sich auch das Kriterium »Gen-Fluß-Gewährleistung« nicht anwenden. Hier muß die Grundfrage lauten: »Wie viele mindestens mittelgroße, zur genetischen Interaktion befähigte, homogen verteilte Bestände sind erforderlich, um ein kleines isoliertes Lokalareal zu erhalten?« Allerdings kann die Beantwortung dieser Frage weder allgemein noch mit absoluten Werten erfolgen. Es

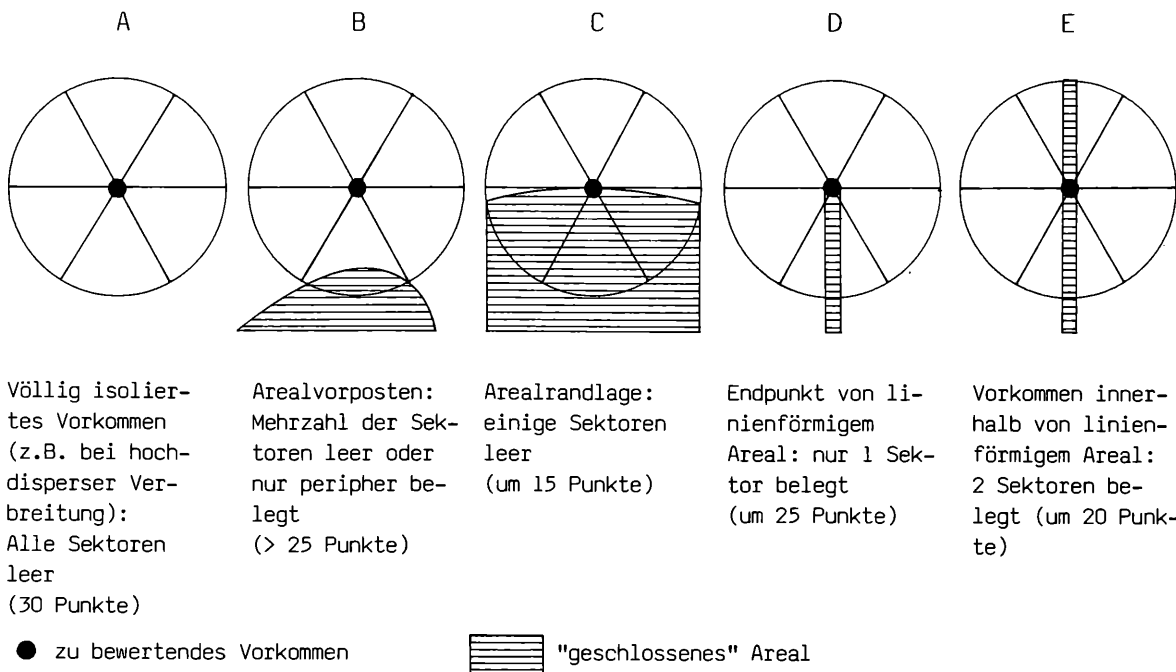


Abbildung 24:

Spiegelung extremer Arealpositionen im Bewertungsergebnis (jeder leere Sektor ergibt die maximale Zahl von 5 Punkten).

Eine besondere Behandlung erfordern jedoch *kleine Arealinseln*¹. Bei einer geringen Arealausdehnung kann ein Stützpunktverbund mit den Abständen des determinierten Bezugsrasters den Fortbestand nicht ausreichend sichern; auf die Arealfläche würden zu wenige Punkte entfallen. Geringe Arealgröße muß daher durch eine höhere Vorkommensdichte und damit eine geringere Distanz zwischen den Beständen kompensiert werden. Die hier zunächst nur interessierende Bewertung der Bestände muß entsprechend höher ausfallen.

RINGLER (1982), der bei seinem Bewertungsmodell der arealgeographischen Situation größtes Gewicht beimißt, verfährt einfach so, daß er alle Vorkommen sehr begrenzter Areale unabhängig von ihrer tatsächlichen Zahl als selten einstuft. Der eigene Versuch, dem Problem bewertungsmäßig gerecht zu

ergibt sich der Zwang zu einer willkürlichen, in der Größenordnung möglichst angemessenen Festlegung. Sie sei hier mit der Bestandeszahl 10 getroffen.

Die Arealinsel-Minimalfläche ist damit ein 10 Punkte umfassender Ausschnitt des Bezugsrasters. Seine Größe muß sich natürlich nach den sippenpezifischen mittleren Reichweiten der gentransferierenden Organe richten, d. h. es müssen die verschiedenen determinierten Bezugsraster zur Grundlage gemacht werden. Die Minimalflächen betragen jeweils das Zehnfache der (hexagonalen) Einzugsflächen (F_E) eines Vorkommens, die sich aus der Bezugsdistanz (d) nach der Formel $F_E = 1/2 \sqrt{3} d^2$ errechnen.

Um das konkrete Verbreitungsbild mit der Arealinsel-Minimalfläche vergleichbar zu machen, muß auch dafür eine Fläche ermittelt werden, und zwar über die Zuteilung der Einzugsflächen zu den einzelnen Vorkommen. Anstelle von Sechsecken werden einfachheitshalber kreisförmige Einzugsflächen verwendet, und anstelle der aus den hexagonalen Einzugsflächen zu errechnenden Radien die halben Bezugsdistanzen ($d_0,5$). Diesen entsprechen die um knapp 10% kleineren Inkreisflächen der hexagonalen Einzugsflächen (*Inkreis-Einzugsfläche* F_I : $F_E = 0,907$).

Um gleiche Bedingungen zu schaffen, muß nun auch die fiktive Arealinsel-Minimalfläche (F_{IJ0}) als die zehnfache Inkreisfläche definiert werden (Formel:

¹) Von Arealinseln soll gesprochen werden, wenn die nächsten Arealteile mindestens die dreifache Bezugsdistanz entfernt sind.

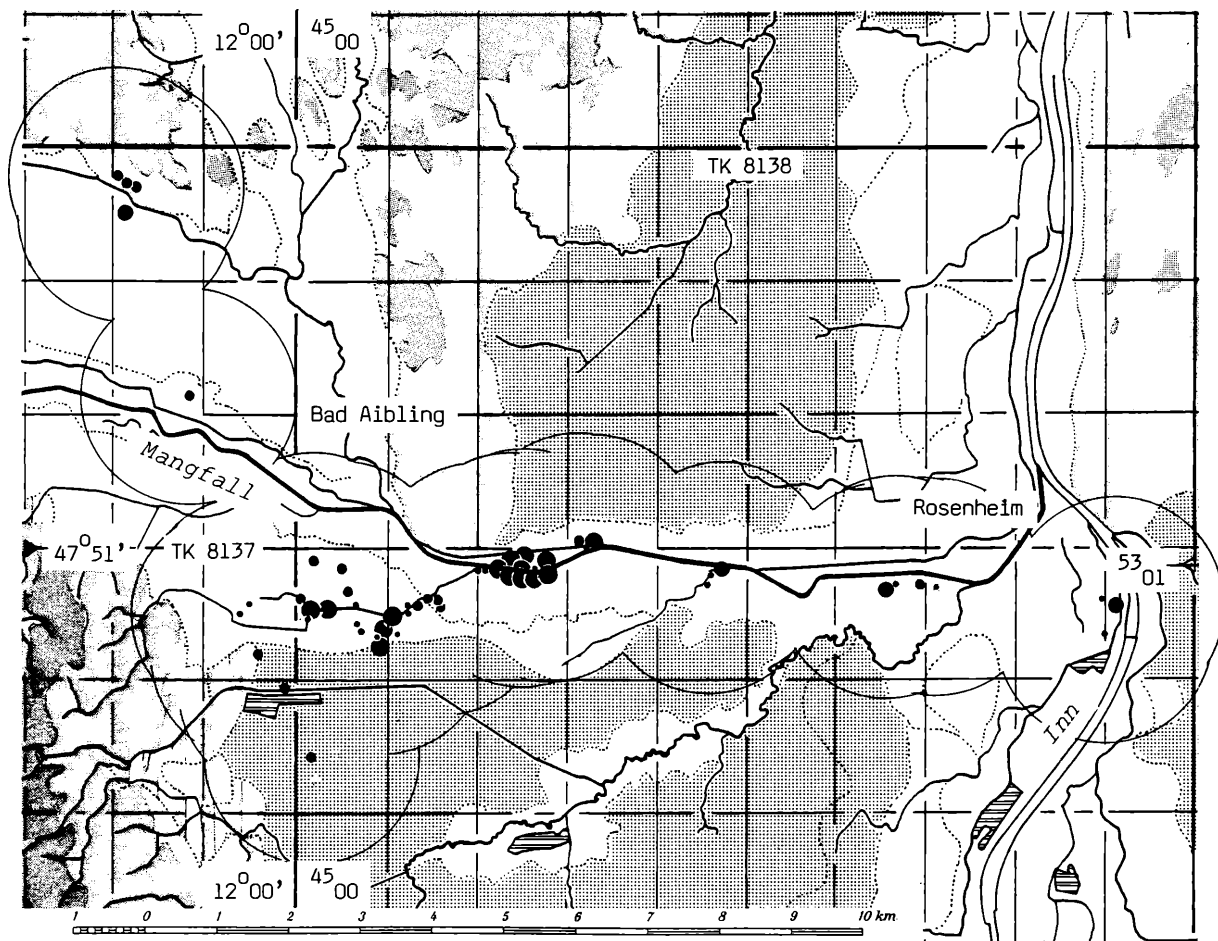
$FJ_{10} = 10 (d_{0,5})^2 \pi$. Damit ergeben sich folgende Werte:

zugssystemen führen. – Die Anpassungsfaktoren werden individuell für jede Arealinsel ermittelt.

Bezugsdistanz d (km)	3	3,5	4	5
halbierte Bezugsdistanz $d_{0,5}$ (km)	1,5	1,75	2	2,5
Inkreis-Einzugsfläche F_J (km ²)	7,069	9,621	12,566	19,635
Arealinsel-Minimalfläche F_{J10} (km ²)	70,69	96,21	125,66	196,35

Die zu beurteilende Arealinselgröße sei definiert als jene Fläche, die innerhalb der Linien liegt, die sich ergeben, wenn um die Zentren aller (Fund-)Punkte Kreise mit $r = d_{0,5}$ geschlagen werden.

Zwei Beispiele sollen das Gesagte veranschaulichen: *Pulmonaria mollis* und *Galanthus nivalis* besitzen je eine isolierte Arealinsel in Auenbereichen des Rosenheimer Beckens. Beide Pflanzen sind entomophile Myrmekochoren (außerdem Diasporenverbreitung durch Hochwasser); folglich sind ihnen ein maximaler Populations-



Nachweise seit 1980 (Skala Z_1):

- | | | | | |
|----|---------------------------------------------------------|---|-----|-----------------------------------------------------------|
| 1 | 9 Stöcke | ● | 50 | 99 über mindestens 50 m ² verteilte Stöcke |
| 10 | - 49 über mindestens 10 m ² verteilte Stöcke | ● | 100 | - 200 über mindestens 100 m ² verteilte Stöcke |

Abbildung 25

PULMONARIA MOLLIS ssp. ALPIGENA Sauer (Wuchsformtyp 3.2.2a, vgl. Abb. 5; entomophil, myrmekochor): Bestand im Rosenheimer Becken (subfossile Auenbereiche von Mangfall, Kaltenbrunnbach und Moosbach), ergänzt um die Begrenzungslinie des fiktiven Areals (Radius = 1,5 km). Quelle: Abb. 18 in ZAHLHEIMER (1983), 1984 ergänzt.

Wenn die ermittelte Arealinselgröße über der Arealinsel-Minimalfläche liegt, erübrigt sich eine Veränderung der Bezugsdistanz im Bezugsraster. Andernfalls wird das Verhältnis »reale Arealinselgröße« Arealinsel-Minimalareal« als sog. Areal-Anpassungsfaktor (f_A) berechnet. Mit ihm werden die Bezugsdistanzen multipliziert. Das Resultat sind reduzierte Bezugsdistanzen (d_r), die zu reduzierten Bezugsrastern und entsprechend verkleinerten Ringsegment-Be-

abstand und eine Bezugsdistanz d von 3 km zuzuordnen. Um die Zentren der Bestandespunkte müssen Radien von $d_{0,5} = 1,5$ km geschlagen werden. Die Arealinsel-Minimalfläche beträgt 70,69 km².

– Für *Pulmonaria mollis* (Abb. 25) ergeben sich eine Arealfläche von etwa 70,4 km², ein Anpassungsfaktor $f_A = 70,4$ km²: $70,69$ km² = 0,996 und eine reduzierte Bezugsdistanz d_r von 3 km: $0,996 = 2,99$. Diese minimale Differenz zur Bezugsdistanz ist vernachlässigbar.

– Für *Galanthus nivalis* (Abb. 26) ergeben sich die Werte Arealfläche = 30,4 km², $f_A = 0,433$, $d_r = 1,29$ km (Arbeitswert 1,3 km).

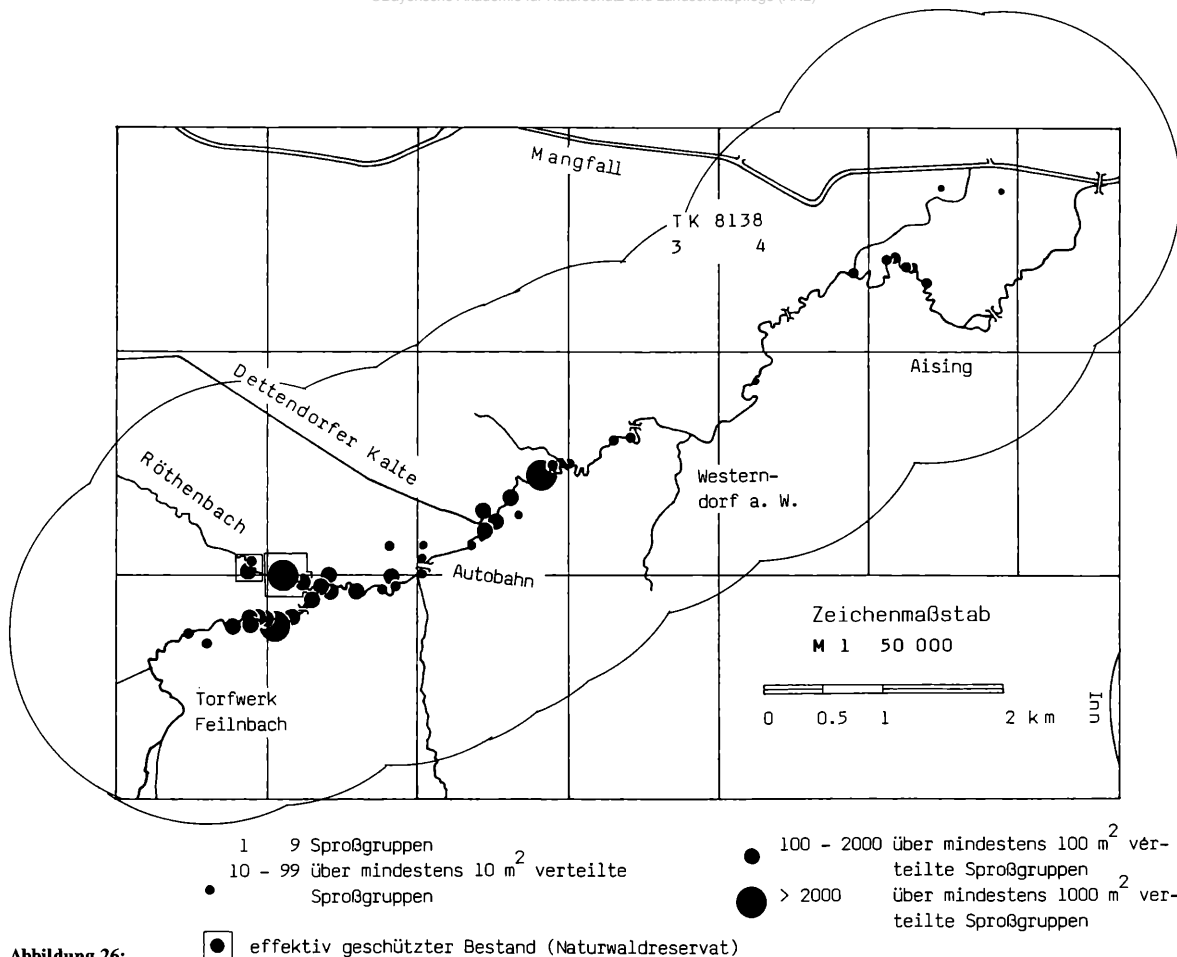


Abbildung 26:

GALANTHUS NIVALIS L. (Wuchsformtyp 3.1.1b; entomophil; myrmekochor + Hochwasserverbreitung): Bestandeskarte für die Arealinsel im Rosenheimer Becken (Auenbereich der Kalten) mit fiktiver Arealflächengrenze (r = 1,5 km). Bestandesaufnahme März/April 1980.

2.2.4 Zusammenfassende Übersicht der Bewertungsschritte beim Gebrauch von Ringsegment-Schablonen*

Die numerische Bewertung einer Pflanzenpopulation nach der Bestandessituation im konzentrischen Umfeld sowie der Lage im Areal erfolgt ausschließlich nach den aktuellen Verhältnissen durch Vergleich mit als kritisch erachteten Bezugsgrößen; auf Rückgangsfaktoren und dergleichen kann verzichtet werden.

Das Bewertungsverfahren liefert Augenblickswerte, der Ausfall von Nachbarvorkommen bzw. die Ausdünnung der Populationen führen ebenso automatisch zu einer höheren Bewertung des Bezugsvor-*) »Ringsegment-Verfahren«

kommens wie Bestandesgrößenverringerungen. – Die Bewertungsgrundlagen sind Bestandeskarten, die benötigten Hilfsmittel maßstabgerechte Schablonen mit Ringsegment-Einteilung (Abb. 27 und Tab. 13).

Bewertungsschritte A. Vorbereitungen (Bestandeskarten-Kopie)

1. Angleichung der Bestandeskarten durch die Bildung von *Bezugssignaturen*, sofern M > 1:200 000 (vgl. Abb. 22)

Fall a): M = 1:100 000 (Standard-Bestandeskarte S 100) bis 1:199 999: Wo die Zentren benachbarter Bestandespunkte weniger weit voneinander entfernt

Tabelle 13:

Übersicht zu den Grundtypen der determinierten Ringsegment-Bezugssysteme

Ring- ord- nung	Radius des Ring-Außenkreises					Bezugszahl		Positionszahl für Bestandesgrößenklasse					
	Viel- fache von d*	determinierte Bezugs- raster mit d = .. (km)				Ring- seg- ment	Ring	I	II	III	IV	V	VI
		3	3,5	4	5								
I	1	3	3,5	4	5	2	12	1/20	1/10	1/4	1/2	5/4	3/2
II	2	6	7	8	10	4	24	1/40	1/20	1/8	1/4	5/8	3/4
III	3	9	10,5	12	15	6	36		1/30	1/12	1/6	5/12	1/2
IV	4	12	14	16	20	8	48		1/40	1/16	1/8	5/16	3/8
V	5	15	17,5	20	25	10	60		1/50	1/20	1/10	1/4	3/10
						28	168						
insges.						(Sektor)	(Kreisfl.)	(Effektiv geschützte Bestände werden zweimal gezählt)					

*) d = Bezugsdistanz

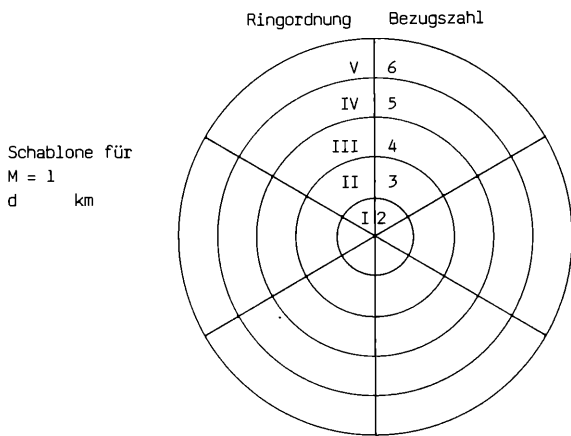


Abbildung 27:
Allgemeine Form der Ringsegment-Schablone

sind als der Durchmesser der jeweils größten Signatur (d. h. beim Maßstab 1:100 000 u. a. alle überlappenden Punkte): Zusammenziehen bzw. Verteilen von Punkten, so daß nur mehr solche vorliegen, deren Abstände größer sind (= Bezugssignaturen). Dabei ist zu berücksichtigen, daß sich höhere Bestandesgrößenklassen ergeben können. Jüngere Ansalbungen, durch Kultur- bzw. Gartenflucht oder Abfallablagerung in junger Zeit entstandene Bestände und nicht mehr bestätigte ältere Fundmeldungen bleiben außer acht.

Fall b): $M > 1:100\,000$. Wo Bestandespunkte genähert, Zusammenziehen der Signaturen, deren Zentren weniger weit voneinander entfernt sind als der Integrationsradius des jeweils größeren Bestandes. Das Ergebnis müssen Bezugssignaturen sein, die weiter voneinander entfernt sind (vgl. Abb. 23). Wo Verschmelzungsprodukt höhere Größenklassen erreicht, neuer, größerer Integrationsradius ausschlaggebend. - Integrationsradien (r_i) vom Bestandeskartenmaßstab und der Bestandesgrößenklasse abhängig:

$$r_i = \frac{\text{Zeichenmaßstab}}{1:200\,000} \cdot \text{Bestandespunkt-Radius}$$

(Beispiel: r_i von Punkt der Größenklasse IV mit $r = 1,3$ mm bei Zeichenmaßstab 1:25 000:

$$r_i = \frac{1:25\,000}{1:200\,000} \cdot 1,3 \text{ mm} = \frac{200\,000}{25\,000} \cdot 1,3 \text{ mm} = 10,4 \text{ mm})$$

Für die Verschmelzung von Punkten sollen folgende Beziehungen gelten:

Größenklasse	I	II	III	IV	V	VI
relativer Punktwert (= Umwandlungsfaktoren)	0,05	0,2	0,5	1	3	6

(d. h. z. B.: 5 Punkte der Größenklasse II ergeben 1 Punkt von Klasse IV).

Fall c): Bestandeskartenmaßstab = 1:200 000. Alle Punkte (auch die überlappenden) sind unmittelbar Bezugssignaturen

- Bei Zeichenmaßstäben $< 1:200\,000$ Verzerrung des Bewertungsergebnisses möglich (nur bedingt auswertbar).

2. Zuordnung der *Bezugsdistanz d* nach dem »maximalen Populationsabstand«, d. h. der sippenspezifischen Reichweite von Pollen, Meio-, Mito- und Diasporen (Abschnitt 2.2.2.):

maximaler Populationsabstand (km)	3	4	6	9
Bezugsdistanz (km)	3	3,5	4	5

3. Wahl der Ringsegment-Schablone

a) Wenn Vorkommen Teil von großflächigem Areal, durch Bezugsabstand und Kartenmaßstab Schablonentyp festgelegt

b) Bei Vorkommen in kleinen Arealinseln (Entfernung zum nächsten Arealteil $> 3 \times$ Bezugsdistanz):

- Ermittlung der Arealfläche F_A (Begrenzung durch die Umrißlinien, die sich ergeben, wenn um das Zentrum eines jeden Kartenpunktes ein Kreis mit der halben Bezugsdistanz $d_{0,5}$ geschlagen wird)
- Errechnung von Anpassungsfaktor

$$f_A = F_A \cdot F_{J10} \text{ mit}$$

$F_{J10} = 70,69$	96,21	125,66	196,35	(km ²)
für $d = 3$	3,5	4	5	(km)

- Reduzierte Bezugsdistanz $d_r = d \cdot f_A$.

Anfertigung von Schablone (Transparentpapier) mit der Ringbreite d_r .

4. Auflegen des Schablonen-Mittelpunktes auf das Zentrum der Bezugssignatur, die den zu bewertenden Bestandespunkt der Bezugssignaturkarte enthält. Alle Bestände, die zu einer Bezugssignatur verschmolzen wurden, bekommen somit dieselbe Bewertung.

B. Datensammlung und Verrechnung

5. a) Drehung der Schablone, bis die Stellung erreicht wird, die einen minimalen Wert ergibt (d. h. so, daß in möglichst vielen Sektoren in Ringen möglichst geringer Ordnung die Bezugszahlen gerade noch erreicht werden).

Diese sind:

Ringordnung	I	II	III	IV	V	
Bezugszahlen	2	4	6	8	10	(Bestandesäquivalente)

Den einzelnen Bestandesgrößenklassen entsprechen folgende Bestandesäquivalente: I: 0,1; II: 0,2; III: 0,5; IV: 1; V: 2,5; VI: 3.

Durch Lagefixierung *Kennzeichnung der Segmente* (und damit tabellarische Positionswertsammlung) möglich. Kennzeichen: Römische Ziffer für Ringordnung, arabische für Sektor (vgl. Abb. 29); Numerierung im Uhrzeigersinn, beginnend mit dem Sektor, der nördlich vom Bezugspunkt liegt; falls Nordrichtung mit Sektorengrenze zusammenfällt: Beginn mit rechts davon liegendem Sektor).

b) Sektorenweise Addition der Positionszahlen (Tab. 13) von innen nach außen, für jedes Segment einzeln, bis zum ersten Segment, in dem die Summe die Zahl Eins mindestens erreicht.¹ Bestände der Größenklasse I (Kleinstbestände) werden ignoriert. Effektiv geschützte Bestände werden zweimal gezählt. - Wo Ring- oder Sektorengrenzen die Punktzentren schneiden, werden die Punkte mit halber Größe den benachbarten Segmenten zugeteilt. - Jüngere Ansalbungen werden ignoriert, ältere (> 20 a) nur halb gerechnet.

c) Subtraktion der Positionszahlensumme eines jeden einzelnen Segmentes von der Zahl 1. Ergebnis = »minimale Leerstellenwerte« der Segmente.

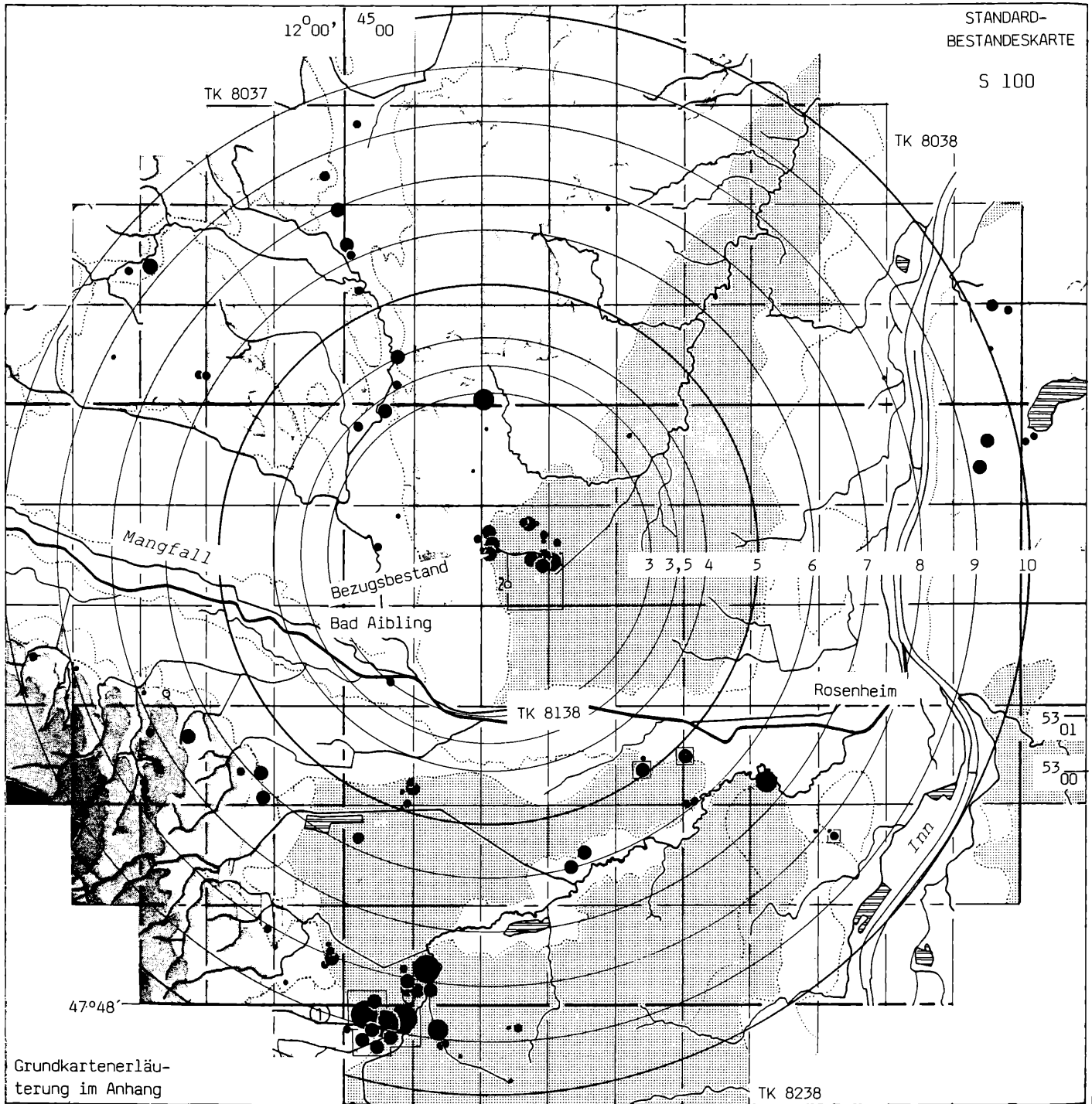
d) Addition sämtlicher Leerstellenwerte zu Gesamtwert

6. Drehung der Schablone, bis die Stellung erreicht wird, die einen maximalen Leerstellengesamtwert ergibt (Segmentbezeichnung II' bis V6'). Arbeitsschritte wie bei 5a) bis 5d). Ergebnis: maximaler Leerstellenwert.

7. Arithmetische Mittel aus minimalem und maximalem Leerstellengesamtwert = »Lokalisationswert« (WL); maximal 30 Punkte.

Der Lokalisationswert von Vorkommen in arealgeographischen Extrempositionen bzw. Randlagen liegt höher als der von zentral gelegenen, von solchen

¹⁾ Rechnerisch einfachere Alternative: Segmentweise Addition der Bestandesäquivalente (Abschnitt 2.1.5.), Division der Summen durch die Bezugszahlen. Ergebnis: Positionszahlensumme.



- = Bestand effektiv geschützt
- Nachweise seit 1980:
 - 1 9 Horste
 - 10 - 49 Horste
- Verteilungsflächen $\hat{=}$ Skala Z_1 , Tab. 6
 - 50 - 99 Horste
 - 100 - 999 Horste
 - 1000 - 1999 Horste
 - \geq 2000 Horste

Ältere, nicht mehr bestätigte Beobachtungen (Zahlheimer, n. p.):

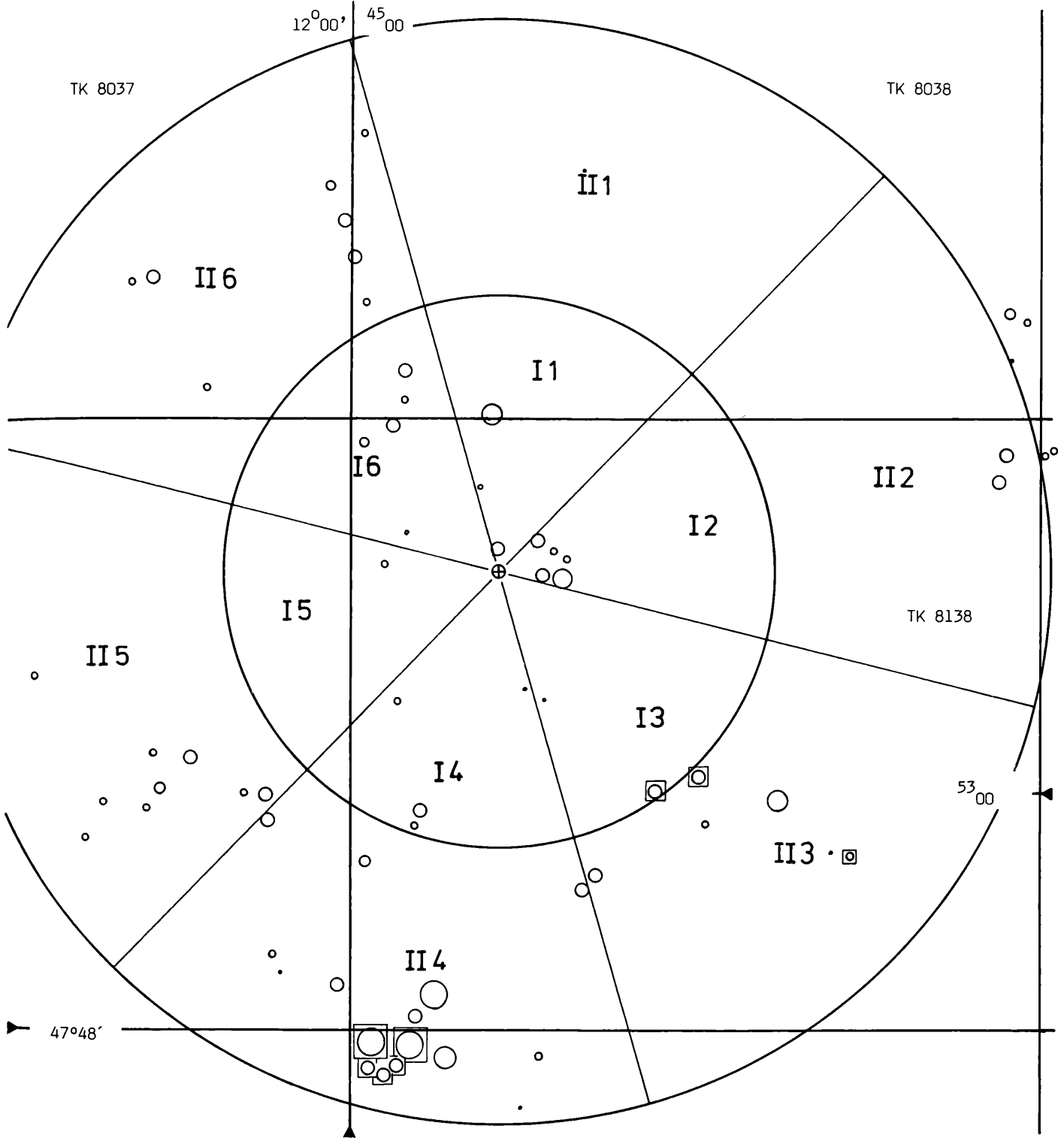
① Großbestand westlich der Klärbecken von Au 1981 durch Melioration vernichtet

② kleiner Bestand nördlich Waschbrunn/Bad Aibling; Letznachweis 1968

(Wuchsformtyp 3.3.3b (Tab. 2), anemophil, Anesfl-I (Tab. 12), max. Populationsabstand 9 km, Bezugsdistanz 5 km)

Abbildung 28:

ERIOPHORUM LATIFOLIUM Hoppe. Verbreitung im westlichen Rosenheimer Raum, ergänzt durch Radien der verschiedenen determinierten Ringsegment-Bezugssysteme. Die Ziffern geben die Bezugsdistanzen in km an.



⊕ Bezugsbestand ⊞ effektiv geschützter Bestand

Abbildung 29:

Aus Abb. 28 entwickelte **Bezugs-signatur-Karte** für *Eriophorum latifolium*, darüber gezeichnet die beiden inneren Ringe der Segment-schablone für $d = 5$ km in der Lage für ein minimales Bewertungsergebnis mit durchnummerierten Segmenten.

in disperser Verbreitung höher als genährten, von in kleinen Arealinseln gelegenen höher als von Vorkommen, die zu ausgedehnteren Arealen gehören. Anhand der umfeldbezogenen Bewertung eines Bestandes von *Eriophorum latifolium* in der Flur »Moosgarten« bei Ellmosen soll die Vorgehensweise demonstriert werden. Grundlage ist eine Standard-Bestandeskarte (Zeichenmaßstab 1 : 100 000; Abb. 28). Das Ergebnis der Überführung der Bestandespunkte in Bezugssignaturen zeigt Abb. 29.

Aufgrund seiner Anemophilie sind *Eriophorum* eine mittlere Reichweite der Pollen von 9 km und ein ebenso großer maximaler Populationsabstand zuzuordnen. Dem entsprechen als Bezugsdistanz 5 km. Da das Vorkommen einem ausgedehnten Areal angehört, erübrigt sich die Feststellung der Arealfläche. Hier sollen nur die Schritte zur Ermittlung des Leerstellen-Minimalwertes geschildert werden. Für die Lage der Ringsegment-Schablone ergeben sich sehr enge Grenzen. Dabei erweist sich, daß in allen Sektoren spätestens im Ring zweiter Ordnung die Bezugsszahlen erreicht werden. Im Segment II5 befinden sich z. B.

2 mittelgroße, 1 mäßig kleine, 6 kleine und 3 sehr kleine Bezugs-signaturen. Gemäß Ziffer 5a entsprechen ihnen 1; 0,5; 0,2 und 0,1 Bestandesäquivalente. Ihre Summe beträgt somit $2 \cdot 1 + 1 \cdot 0,5 + 6 \cdot 0,2 + 3 \cdot 0,1 = 4,0$. - Die Ermittlung der Positionswerte kann sich auf die ersten beiden Ringe beschränken; der Kartenausschnitt ist für die Ermittlung des Leerstellen-Minimalwertes ausreichend groß. - Abb. 29 gibt den lagefixierten inneren Abschnitt der Ringsegment-Schablone mit durchnummerierten Segmenten wieder.

Die Positionswertsumme in Segment I4 mit einer mittelgroßen, zwei kleinen und einer sehr kleinen Bezugssignatur beläuft sich nach den Angaben in Tab. 13 auf $1 \cdot 1/2 + 2 \cdot 1/10 + 1 \cdot 1/20 = 0,75$, der Leerstellen-Minimalwert auf $1 - 0,75 = 0,25$. - Der mittelgroße Bestand in Sektor I3 befindet sich in einem flächenhaften Naurdenkmal und wird daher zweimal gewertet. - Die Ergebnisse auch der übrigen Segmente zeigt die nachstehende Aufstellung: (P = Positionszahlsumme, L = Leerstellenwert).

Ring- ordnung		Sektoren-Nummer					
		1	2	3	4	5	6
I	P	>1	>1	>1	0,75	0,1	>1
	L	0	0	0	0,25	0,9	0
II	P	*	*	*	>1	1	*
	L	*	*	*	0	0	*

* bedeutet: Bewertung wegen Erreichens der Bezugszahl in Segmenten niedrigerer Ringordnung irrelevant.

Die Leerstellenwert-Minimalsumme beträgt somit $0,25 + 0,9 = 1,15$. - Für die Ermittlung der maximalen Leerstellenwertsumme wäre ein erheblich größerer Kartenausschnitt erforderlich.

2.2.5 Berücksichtigung der Bestandesgesamtgröße kleiner Arealinseln

Die Stabilität kleiner Arealinseln hängt ebensosehr wie von der in Abschnitt 2.2.3. behandelten Arealfläche von der Bestandesgrößensumme der darin vorkommenden Populationen ab. Je geringer sie ist, um so höherer Wert kommt der einzelnen Population zu; die Bestandesgrößensumme wird zu einem ihrer quantifizierbaren Qualitätsmerkmale.

Den Ausgangspunkt für die konkrete Festlegung von Werten soll wie bei der Flächenbewertung die Areal-Minimalausstattung bilden, die in einem Ausschnitt des homogenen Bezugsraster besteht, der mindestens 10 mittelgroße Bestände umfaßt. Daraus resultiert der Schwellenwert für die Bestandesgrößensumme: Wenn diese weniger als 10 Beständen der Größenklasse IV entspricht, muß ein Bewertungszuschlag gegeben werden, dessen Höhe zweckmäßigerweise

gegenläufig zur Bestandesgrößensumme erfolgt. Er soll als »Arealinsel-Belegungswert« (W_J) bezeichnet werden.¹

Um verschieden große Bestände addieren zu können, ist mittels Bestandesgrößenfaktoren eine wertmäßige Angleichung, eine Umrechnung in mittelgroßen Beständen entsprechende *Bestandesäquivalente* vorzunehmen. Der Betrag dieser Faktoren wird in Abschnitt 2.3.2 begründet; er beläuft sich bei Größenklasse I auf 0,10, II auf 0,2, III auf 0,5, IV auf 1, V auf 2,5 und VI auf 3. So errechnen sich z. B. für eine Arealausstattung von 3 mittelgroßen, 2 mäßig kleinen und 10 kleinen Beständen $3 \cdot 1 + 2 \cdot 0,5 + 10 \cdot 0,2 = 6$ Bestandesäquivalente.²

Die Bestandessituation in kleinen Arealinseln ist oft so überschaubar, daß auch mit stufenlos geschätzten Bestandesgrößensummen gearbeitet werden kann. Hierfür ist erforderlich, dem Bestandesäquivalent aus seinem eine Zehnerpotenz umfassenden Wertintervall *einen* konkreten Zahlenwert zuzuordnen. Dies kann nur sehr willkürlich geschehen. Erfahrungsgemäß liegen die in Größenklasse IV geschätzten Bestände mit ihrer tatsächlichen Größe überwiegend in der unteren Intervallhälfte. Hier soll daher festgesetzt werden, daß dem Bestandesäquivalent 1/3 der Intervallhöchstbeträge von Größenklasse IV jener Skalen zur Bestandesgrößenschätzung entspricht, die bei einer stufenweisen Erfassung anzuwenden wären (wo die Skala Z_1 mit einem Stufenintervall von 10 - 999 angemessen wäre, also z. B. 333 Einheiten).

Tab. 14 stellt dem Arealinsel-Belegungswert die konkreten Summen nach wichtigen Skalen geschätzter Bestandesgrößen gegenüber. - Mit dem zugewiesenen Wertintervall (5 Punkte) steht er in einem vernünftigen Verhältnis (1:6) zum Lokalisationswert (Abschnitt 2.2.4.). Die Summe aus beiden Werten (maximal 35 Punkte) sei als *Wuchsort-Vergleichswert* bezeichnet.

Beispiele für Belegungswerte (W_J) von Gefäßpflanzen mit kleinen Arealinseln im Rosenheimer Becken:

- *Carex buxbaumii*: 1 Bestand Gr.-Kl. IV, 2 Bestd. Gr.-Kl. II, insgesamt also 1,4 Bestandesäquivalente; $W_J = 4,5$
- *Veronica longifolia* (Karte Abb. 33): Gesamtbestand ca. 500 - 650 Stöcke; da Schätzung mit Skala Z_1 : $W_J = 3,5$
- *Orchis palustris* (Karte Abb. 43): Gesamtbestand ca. 500 Individuen, da Schätzung mit Skala Z_1 relevant wäre, < 4 Bestandesäquivalenten entsprechend; $W_J = 3,5$

1) Denkbar wäre es auch, das *Bezugsvorkommen* nach seinem Anteil an der Bestandesgrößensumme zu bewerten. Da die Bestandesgröße aber ohnedies in die Bewertung eingeht (Abschnitt 2.3.2.), würde sich eine teilweise Doppelbewertung ergeben.

2) Auf eine Sonderbehandlung geschützter Bestände soll bei der Ermittlung des Arealinsel-Belegungswertes verzichtet werden.

Tabelle 14:

Bewertung der Gesamt-Bestandesgröße kleiner Arealinseln

Arealinsel- Belegungswert (W_J)	5	4,5	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0
Bestandesäquivalente: Obergrenzen	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	>10
Intervall-Obergrenzen wichtiger Skalensub- typen:											
- Z_S (zählbare Einheiten)	83	167	250	333	417	500	583	667	750	833	> 833
- Z_I (zählbare Einheiten)	166	333	500	666	833	1000	1166	1333	1500	1666	>1666
- Z_1 (zählbare Einheiten)	333	666	1000	1333	1666	2000	2333	2666	3000	3333	>3333
- Z_R (zählbare Einheiten)	833	1660	2500	3333	4166	5000	5833	6666	7500	8333	>8333
- F_α (m ²)	33	66	100	133	166	200	233	266	300	333	> 333
- $F_{a'}$ (m ²)	83	166	250	333	416	500	583	666	750	833	> 833
- F_a (m ²)	333	666	1000	1333	1666	2000	2333	2666	3000	3333	>3333
- F_A (m ²)	833	1666	2500	3333	4166	5000	5833	6666	7500	8333	>8333

- *Pulmonaria mollis* (Karte Abb. 25): 15 Bestd. Gr.-Kl. IV und zahlreiche kleinere, damit >10 Bestandesäquivalente; $W_J = 0$
- *Galanthus nivalis* (Karte Abb. 26): 3 Bestd. Gr.-Kl. VI, 18 Gr.-Kl. IV, 22 Gr.-Kl. II, 3 Gr.-Kl. I, d. h. 37,70 Bestandesäquivalente; $W_J = 0$.

2.3. Bewertungsfaktor Bestandesgröße

2.3.1. Allgemeine Gesichtspunkte

Die Bedeutung eines Pflanzenbestandes für den subregionalen Artenschutz wird außer durch die in den letzten Abschnitten betrachteten externen Verhältnisse (Größe und Verteilung der Bestände, Arealausprägung im konzentrischen Umfeld) wesentlich auch durch bestandesinterne Eigenschaften bestimmt. Eine besondere Rolle spielt dabei der Stabilitätsgesichtspunkt: Stabile Populationen haben für den Artenschutz einen sehr viel höheren Stellenwert als instabile; stabile Populationen müssen das Fundament von Artenschutzprogramm bilden; Stabilität ist Voraussetzung für vielfältige biologische Vernetzung.

Die Stabilität bzw. Überlebensfähigkeit hängt zum einen von Parametern ab, die manipulierbar sind, z. B. von der Sukzessionsstufe der einbettenden Pflanzenformation, die sich durch die Art der Nutzung, durch Schutz- und Pflegemaßnahmen fixieren läßt. Diese Seite soll hier nicht interessieren; sie ist dort wichtig, wo es um die Beurteilung der Naturschutzsignung eines Objektes geht. Zum anderen wird die Stabilität von Eigenschaften getragen, die eng mit der Struktur des Pflanzenbestandes oder edaphischen Standortqualitäten zusammenhängen und die nur bedingt und mit hohem Aufwand verändert werden können. Eine Schlüsselrolle spielt dabei die *Bestandesgröße*, die in dem hier gebrauchten Sinne neben der Pflanzenmenge den Aspekt der flächenhaften Verteilung einbezieht (vgl. Abschnitt 1.2.5.). Diese Bestandesgröße ist mehr oder weniger eng mit einer Vielzahl die Stabilität beeinflussender Faktoren korreliert:

- eine große *Pflanzenmenge* kann Einbußen leichter verkraften; eine größere genetische Variabilität macht sie anpassungsfähiger; oft ist sie Ausdruck einer besonderen Vitalität (optimale Standortbedingungen) und damit verringerter Anfälligkeit
- eine große *Fläche*, über die sich der Pflanzenbestand verteilt, macht weniger störanfällig (Abbremsung des Umfeldeinflusses; größere Eingriffssicherheit) und erhöht die Wahrscheinlichkeit, daß die für solche Sippen zur langfristigen Erhaltung erforderlichen Standorte vorhanden sind.

Die Bestandesgröße wirkt sich aber auch auf die Intensität des Genflusses zwischen den Beständen aus: Mit der Bestandesgröße wächst meist die Fertilität und damit auch die Bedeutung als Lieferant von Pollen, Mito-, Meio- und Diasporen, ebenso aber auch die Wahrscheinlichkeit des Empfanges derartiger Genträger. Schließlich bestimmt die Bestandesgröße die Überlebensfähigkeit abhängiger Pflanzen- und Tiersippen.

Die Bestandesgröße ist somit eine wesentliche Komponente bei der Bewertung von Pflanzenvorkommen. RINGLER (1980a, 1982) zieht daraus die Konsequenz, einen Schutz der größten bzw. »besten« Vorkommen eines Naturraums usw. zu fordern und bewertet diese ebenso hoch wie die seltenen (daneben spielt die numerische Bewertung der Bestandesgröße bei ihm keine Rolle). Gegenüber anderen Stabilitätskriterien hat sie den Vorteil der relativ einfachen Erfassbarkeit und der unkomplizierten kartographischen Darstellung. Die Bestandesgröße muß hier, im Rahmen eines zu starken Vereinfachungen zwingenden numerischen Bewertungsverfahrens, die Stabilitäts-Seite schwerpunktmäßig vertreten.

Im Gegensatz zu anderen Bewertungseigenschaften, die zwar unmittelbar quantifizierbar, jedoch primär qualitativer Natur sind (quantifizierbare Qualitäten, z. B. Lage, Gefährdungsgrad, Seltenheit), verkörpert die Bestandesgröße ausschließlich Quantität; sie ist Ausdruck für die Menge jener Einheiten, die Träger der Qualitäten sind. Dabei verhält es sich wie bei einem (Verkaufs-)Gegenstand, der aufgrund seiner Qualität einen bestimmten Wert hat: Der Wert der Ware wächst proportional mit der Anzahl bzw. Menge dieses Gegenstandes. Damit ist auch schon die Frage beantwortet, ob die Bestandesgröße als Summand oder Faktor in der Bewertung einfließen

muß: als Faktor. Die Summe aller qualitätsbewertenden Punkte eines Pflanzenbestandes muß mit von der Bestandesgröße abhängigen Faktoren multipliziert werden.

Daß eine Vervielfachung des Qualitätswertes gerechtfertigt ist, zeigt der Vergleich von Pflanzen, bei denen er eine sehr unterschiedliche Höhe aufweist, z. B. Extremfällen wie *Betonica officinalis* und *Juncus stygius*. Der Sprung vom Kleinstvorkommen zum Großbestand kann nicht durch ein und denselben Summanden bewertet werden: Bei der vom Aussterben bedrohten Moorbinse würde der Wertzuwachs als sehr viel höher empfunden werden als bei dem noch häufigen Heilziest.

2.3.2. Bestandesgrößenfaktoren und Bestandesgrößenklassen

Durch die multiplikative Verrechnung gewinnt die Bestandesgröße einen gewaltigen Einfluß auf das Bewertungsergebnis. Dem müßte durch eine möglichst genaue und differenzierte Festlegung der *Bestandesgrößenfaktoren* (f_G) entsprochen werden. Leider besteht dafür derselbe weite Ermessensspielraum wie bei der Entscheidung für die einzelnen Bezugsdistanzen, die von ähnlicher Tragweite ist.

Die Bestandesgröße kann nicht einfach in Form ihrer unveränderten Meßwerte in die Rechnung eingehen. Ebenso wenig befriedigt die Übernahme der Verhältniszahlen, die für die Zusammenfassung eng benachbarter kleiner Bestandessignaturen zu größeren beim Übergang zu kleineren Kartenmaßstäben verwendet werden. Ausschlaggebend ist ihre damit nicht zwangsläufig proportionale Stabilitätsfunktion.

Daraus ergeben sich auch die qualitativen Gesichtspunkte, die geeignet sind, den Ermessungsspielraum bei der Zuordnung der Faktoren einzuengen: Als Bezugsgröße mit dem Faktor 1 ist jene Bestandesgröße zu definieren, die unter normalen Bedingungen langfristig gerade ausreichend stabil erscheint. Das ist im allgemeinen bei Beständen »mittlerer Größe« (Größenklasse IV) der Fall.¹

Die Suche nach dem adäquaten Verhältnis der Faktoren für andere Bestandesgrößen zum Bezugsgrößenfaktor sollen folgende Überlegungen erleichtern:

- Klein- und Kleinstbestände sind überaus anfällig und dementsprechend niedrig zu bewerten
- große Bestände bieten ein Optimum an Stabilität, sind entsprechend hoch zu bewerten
- der relative Wertzuwachs vom Groß- zum Massenbestand ist dabei nicht so groß wie der vom mittelgroßen zum großen Bestand
- allerdings erscheint die Präsenz einer Sippe langfristig eher gesichert, wenn ein großer Bestand durch mehrere mittlere Bestände ersetzt wird. Die zugehörigen Faktoren dürfen also auch nicht zu stark differieren.

Die konkrete *Bestimmung von Bestandesgrößenfaktoren* wird durch den Gebrauch von Bestandesgrößenklassen vereinfacht: Die Zuweisung bestimmter Skalentypen für die Bestandesgrößen-schätzung versucht die Bedeutungsunterschiede, die ein- und dieselbe absolute Pflanzenmenge bei verschiedenen Sippen besitzt, einigermaßen auszugleichen. Die Bestandesgrößenklassen sind von vornherein als universelles Arbeitsmittel konzipiert. - Unter Beachtung der obengenannten Gesichtspunkte erscheint die folgende Zuordnung von Bestandesgrößenfaktoren und Bestandesgrößenklassen vernünftig:

¹) Das Stabilitätskriterium ist bereits wesentlicher Gesichtspunkt bei der Zuordnung Skalensubtyp - Sippe (vgl. Abschnitt 1.2.4.2.)

Größenklasse	I	(I-II)	II	(II-III)	III	(III-IV)	IV	(IV-V)	V	(V-VI)	VI
Größenfaktor	0,1	(0,15)	0,2	(0,3)	0,5	(0,75)	1	(2)	2,5	(2,75)	3

Man könnte nun daran denken, Pflanzenvorkommen an sekundären Wuchsorten niedriger zu bewerten, als solche, die ihre angestammten Lebensräume besiedeln. Sekundäre, anthropogene oder junge Wuchsorte sind oft unbeständig und in besonderem Maße der Gefahr von Nutzungsänderungen oder der Nutzungsaufgabe mit der Folge für den Bestand ungünstiger Sukzessionen ausgesetzt (Instabilität).

Beispiele: - *Leucjum vernum* besitzt in den Obstbaumwiesen alpennaher Dörfer große Bestände. Diese Sekundärorkommen erlitten und erleiden vielerorts erhebliche Einbußen durch Rodung der Bäume und anschließende Intensivierung der Grünlandnutzung, während die Primärbestände nährstoffreicher Hangfußwälder, Wälder und Staudenfluren der Auen (weniger der darin gelegenen Streuwiesen) vergleichsweise sicher sind.

- *Cyperus fuscus* besitzt angestammte Vorkommen in Altwassern und Fischteichen, tritt aber nicht selten auch in Fahrspuren und Pfützen auf, so z. B. 1982 in einem ansehnlichen Bestand auf dem Festplatz von Großkarolinenfeld, der gegenwärtig überbaut wird.

Eine geringere Bewertung solcher sekundären Vorkommen als Ausdruck einer als besonders groß angenommenen Unsicherheit ihrer Beständigkeit erfordert allerdings eine entsprechende Behandlung alter Populationen mit primären Wuchsorten, die infolge von Standortänderungen (insbesondere Nutzungsaufgabe oder -umstellung) offensichtlich keine große Zukunft mehr haben. Voraussetzung dafür wäre die Ausweisung solcher akut gefährdeten Vorkommen neben solchen mit sekundären Wuchsorten in den Bestandeskarten.

In Erwägung zu ziehen wäre weiterhin eine Sonderbehandlung von *Sippen mit stark fluktuierenden Beständen*. Zu unterscheiden wäre dabei zwischen drei *Fluktuationstypen*:

a) Sippen, die weitgehend auf ihre angestammten, primären Wuchsorte beschränkt, also weitgehend *fundortkonstant* sind, jedoch von Jahr zu Jahr ausgeprägten Bestandesgrößenschwankungen unterworfen sein können

b) Sippen, die auf ihren angestammten Wuchsorten größtmäßig fluktuierende, prinzipiell aber stabile Bestände besitzen, die daneben aber auch sekundäre, oft nur eine Saison zur Verfügung stehende Wuchsorte besiedeln (z. B. Pflanzen, die primär in Wechselwasserbereichen leben, wie *Cyperus fuscus*, Acker-Wildkräuter, wie *Papaver rhoeas*, Schwemmbankpioniere wie *Calamagrostis pseudophragmites*)

c) Sippen, die im Bezugsraum \pm ausschließlich kurzlebige, oft sekundäre Wuchsorte besiedeln, die also eine ausgesprochene *Fundort-Fluktuation* aufweisen, d. h. Unbeständige hinsichtlich ihrer konkreten Fundorte sind (im Gebiet z. B. *Isolepis setacea*,

Lythrum hyssopifolia; Alpenschwemmlinge wie *Hutchinsia alpina* am Inn).

Wegen des zusätzlichen Arbeitsaufwandes und der Unsicherheit von Untergangsprognosen soll hier von einer nach dem Charakter der Wuchsorte differenzierenden Bewertung abgesehen werden. Bewertet wird generell der Istzustand der Bestandesgrößenverhältnisse, wie er in der Momentaufnahme der Bestandeskarte zum Ausdruck kommt. Tatsächlich eintretende Bestandeseinbußen schlagen sich dann später in den Bewertungsergebnissen nieder. - Bei mengenmäßig fluktuierenden Sippen soll jeweils der größte in den vergangenen zehn Jahre an einem Fundort beobachtete Bestand in die Karte eingetragen und bewertet werden.

2.4. Gesamtausdruck »Umfeldbezogener Bestandeswert«

Die Summe aus dem Lokalisationswert (W_L) und dem Arealinsel-Belegungswert (W_J) liefert den Wuchsort-Vergleichswert, der zweckmäßigerweise als *relativer Wuchsort-Vergleichswert* angegeben wird. Ein eventuell vorhandener Arealinsel-Belegungswert soll dabei als Bonus behandelt werden. Dividiert wird daher nicht durch den Maximalwert des (absoluten) Wuchsort-Vergleichswertes, sondern nur durch die Maximalpunktzahl 30 des Lokalisationswertes. Die Wertspanne des Relativwertes reicht damit von 0 bis 1,17. Multiplikation mit dem Bestandesgrößenfaktor (f_G), dessen Höhe den Bestandesäquivalenten entspricht, liefert den »Umfeldbezogenen Bestandeswert« (W_B) (maximal 3,5 Punkte). Dieser eignet sich ohne Ergänzung durch andere Wertaspekte als Hilfsmittel der Planung von Stützpunkt-Verbandssystemen, und er legt eine Rangfolge der Populationen nach ihren Artenschutzwerten fest, die für die Dringlichkeit einer konkreten Überprüfung ihrer Naturschutzsignung ausschlaggebend sein sollte.

Der Umfeldbezogene Bestandeswert läßt sich unmittelbar aus floristischen Bestandeskarten im Maßstab $\geq 1 : 200\,000$ unter Gebrauch einer Ringsegment-Schablone ermitteln. Die Darstellung erfolgt zweckmäßigerweise auch wieder in Kartenform (*Karte der Umfeldbezogenen Bestandeswerte*). Den ermittelten Vergleichswerten entsprechen dabei unterschiedlich große Signaturen, etwa Punkte folgender Größe (eine einheitliche Festlegung läßt den Vergleich verschiedener Karten zu):

Umfeldbezogener Bestandeswert ¹]0;0,25]]0,25;0,5]]0,5;0,75]]0,75;1]]1;1,25]]1,25;1,5]]1,5;1,75]]3,25;3,5]
Wertpunkt-klasse	I	II	III	IV	V	VI	VII	usw. bis	XIV
Wertpunkt-Durchmesser (mm)	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5		7

¹) Intervallschreibweise: linksstehende Zahl aus-, rechtsstehende eingeschlossen

Ein Beispiel dafür zeigt Abb. 30 (Arealinsel von *Galanthus nivalis* im Rosenheimer Becken): Die Bewertung der einzelnen, Abb. 26, bzw. 30 zu entnehmenden Positionen mit Hilfe der Bezugssignaturkarte (Abb. 23 unten) und einer Ringsegment-Schablone, deren Ringbreite 1,3 km in der Wirklichkeit entspricht (reduzierte Bezugsdistanz; vgl. Abschnitt 2.2.3) liefert über die in Tab. 15 zusammengetragenen Daten die Bewertungskarte der Abb. 30. Die lineare Arealgestalt und die geringe Ringbreite haben sehr hohe und recht ähnliche Lokalisationswerte zur Folge. Die Bestandesgrößen schlagen daher voll durch; nur wenige Vorkommen weichen um eine Wertstufe von den Ergebnissen einer rein bestandesgrößenmäßigen Klassifizierung ab.

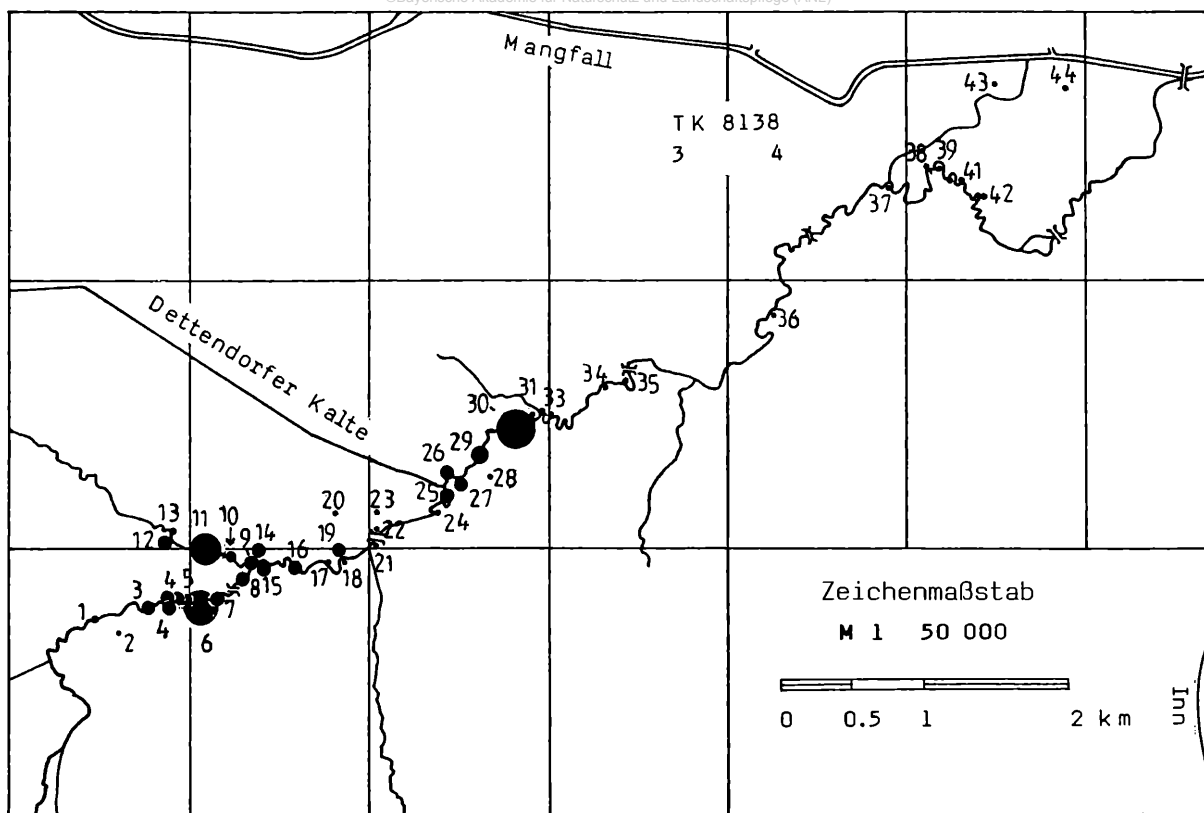
2.5. EDV-gemäße Variante des Ringsegmentverfahrens

Der Zeitaufwand für die Bewertung der subregionalen Bestandesverhältnisse nach der beschriebenen Ringsegment-Methode kann sehr hoch sein (für das *Galanthus*-Kärtchen der Abb. 30 bereits ca. 2 Stunden!). Der Wunsch ist naheliegend, ihn durch Einsatz elektronischer Datenverarbeitungstechniken zu verringern. Prinzipiell ist es möglich, den ganzen Bewertungsvorgang zu programmieren, wenn die Fundortpositionen durch Gauß-Krüger-Koordinaten eingegeben werden. Die notwendige Analyse der vielfältigen

Tabelle 15:

Datensammlung und Berechnung Umfeldbezogener Bestandeswerte für die Galanthus-Vorkommen in den Kaltenauen

Positionsnr. (s. Abb. 30) Bezugssignatur- nr. (s. Abb. 23)	Leerstellenwertsumme		Lokali- sations- wert (W _L) 0,5 · (L _{Mi} + L _{Mx})	relativer Wuchsort- vergleichs- wert (W _L : 30)	Größenklasse	Bestandesgrö- ßenfaktor f _G	Umfeld- bezogener Bestandes- wert	Wert- punkt- klasse	
	Minimal- wert (L _{Mi})	Maximal- wert (L _{Mx})							
1	I	20,0	25,0	22,5	0,750	II	0,2	0,150	I
2						II	0,2	0,149	I
3						IV	1	0,747	III
4	II	19,9	24,9	22,4	0,747	IV	1	0,747	III
5						IV	1	0,747	III
6						VI	3	0,240	IX
7						IV	1	0,747	II
8	IV	15,6	20,0	17,8	0,593	IV	1	0,593	III
9						IV	1	0,593	III
10						IV	1	0,598	III
11	III	15,9	20,0	17,95	0,598	VI	3	1,795	VIII
12						IV	1	0,598	III
13						II	0,2	0,120	I
14						IV	1	0,593	III
15						IV	1	0,593	III
16	IV	15,6	20,0	17,8	0,593	IV	1	0,593	III
17						II	0,2	0,119	I
18						II	0,2	0,119	I
19						IV	1	0,593	III
20	V	18,25	23,25	20,75	0,692	II	0,2	0,138	I
21	VI	17,6	22,6	20,1	0,670	II	0,2	0,134	I
22						II	0,2	0,134	I
23	VII	14,3	19,9	17,1	0,570	II	0,2	0,114	I
24	VIII	15,0	20,0	17,5	0,583	II	0,2	0,117	I
25						IV	1	0,689	III
26	IX	16,6	24,75	20,7	0,689	IV	1	0,689	III
27						IV	1	0,689	III
28						II	0,2	0,161	I
29						IV	1	0,807	IV
30	X	23,75	24,65	24,2	0,807	VI	3	2,420	X
31						II	0,2	0,161	I
31						II	0,2	0,161	I
32						II	0,2	0,161	I
33						II	0,2	0,161	I
34	XI	21,45	24,75	23,1	0,75	II	0,2	0,154	I
35	XII	22,75	24,80	23,8	0,793	II	0,2	0,159	I
36	XIII	27,25	27,45	27,35	0,912	I	0,1	0,091	I
37	XIV	27,55	27,75	27,65	0,922	II	0,2	0,184	I
38	XV	27,95	27,95	27,95	0,932	II	0,2	0,186	I
39						II	0,2	0,186	I
40	XVI	27,95	27,95	27,95	0,932	II	0,2	0,186	I
41						II	0,2	0,186	I
42	XVII	27,95	27,95	27,95	0,932	II	0,2	0,186	I
43	XVIII	28,6	28,6	28,6	0,953	I	0,1	0,095	I
44	IXX	29,0	29,0	29,0	0,967	I	0,1	0,097	I



Umfeldbezogener Bestandeswert:

< 0,25 (Kl. I)

● 0,5 - 0,75 (Kl. III)

● 0,75 - 1,0 (Kl. IV)

● 1,75 - 2,0 (Kl. VIII)

● 2,0 - 2,25 (Kl. IX)

● 2,25 - 2,5 (Kl. X)

44 Positionsnummern (vgl. Tab. 15)

Abbildung 30:

Bestandeswertkarte für die *Galanthus nivalis*-Vorkommen im Rosenheimer Becken.

Lagebeziehungen würde aber beträchtliche Rechenzeiten erfordern. Es stellt sich daher die Frage, wie weit sich der Bewertungsgang vereinfachen läßt, ohne wesentliche seiner Vorzüge zu verlieren. Eine praktikable Variante wird nachstehend beschrieben.

Vereinfachungen gegenüber dem Bewertungsverfahren mit Ringsegment-Schablone lassen sich durch folgende Veränderungen erzielen, die insbesondere mit der Zulassung größerer Lokalisationsfreiheiten zusammenhängen:

a) Keine Betrachtung distinkter, punktueller Bestände, sondern Zerlegung des Bezugsraumes durch Gauß-Krüger-Gitter in 1 km²-Felder, die als kleinste räumliche Einheiten betrachtet werden und innerhalb derer die Bestandesäquivalente der einzelnen Vorkommen zu einer Gesamtsumme addiert werden. Die Quadrate werden auf die einzelnen Ringsegmente verteilt.

b) Anstelle des Bezugsbestandes im Zentrum der Kreisfläche tritt ein zentrales, quadratisches 1 km²-Feld. Der ermittelte Lokalisationswert gilt für alle Vorkommen innerhalb dieses Quadrates gleichermaßen.

c) Die Kreisfläche wird nicht in 60°-Sektoren, sondern in (vier) 90°-Sektoren zerlegt. Den vergrößerten Segmenten entsprechen um den Faktor 1,5 erhöhte Bezugswerte.

d) Die Schablonendrehung zur Leerstellenwertminimierung und -maximierung wird dadurch ersetzt, daß zunächst die Quadratmeterfelder (ohne Änderung ihrer geographischen Lage zu Sektoren zusammengefaßt werden, deren Begrenzungsradien nach den vier Haupthimmelsrichtungen verlaufen, dann zu Sektoren mit um 45° verschobenen Begrenzungsradien. Aus beiden Ergebnissen wird das Mittel gebildet.

e) Anstelle des Arealinsel-Belegungsvalues werden unabhängig von der Lage der Vorkommen zueinander Wertpunkte in entsprechender Höhe vergeben, wenn die Summe der Bestandesäquivalente des gesamten Bezugsraumes (der gesamten Kreisfläche; ohne das zentrale 1 km²-Bezugsquadrat) kleiner als 10 ist. Hierdurch kann zum Beispiel das Bewertungsergebnis optimiert werden, wenn sich die wenigen Vor-

kommen des Bezugsraumes um den Kreismittelpunkt scharen und dadurch zu niedrigen Lokalisationswerten führen.

f) Die Vereinigung benachbarter Punkte zu im Maßstab 1:200 000 gerade noch unterscheidbaren Bezugssignaturen entfällt. Durch die Errichtung einer »Sperrzone« um jedes Vorkommen wird lediglich verhindert, daß es eventuell (bei gering modifizierten Koordinaten) mehrfach in die quadratische Summe der Bestandesäquivalente eingeht.

g) Der Aspekt »Größe von Arealinseln« wird nicht berücksichtigt. Eine Anpassung der Bezugsdistanzen unterbleibt damit.

Die Bewertung kann auf der Basis von Bestandeskarten im Maßstab $\geq 1:200\,000$ erfolgen - oder - unter Umgehung von Karten - unmittelbar mittels der numerisch gespeicherten Daten.

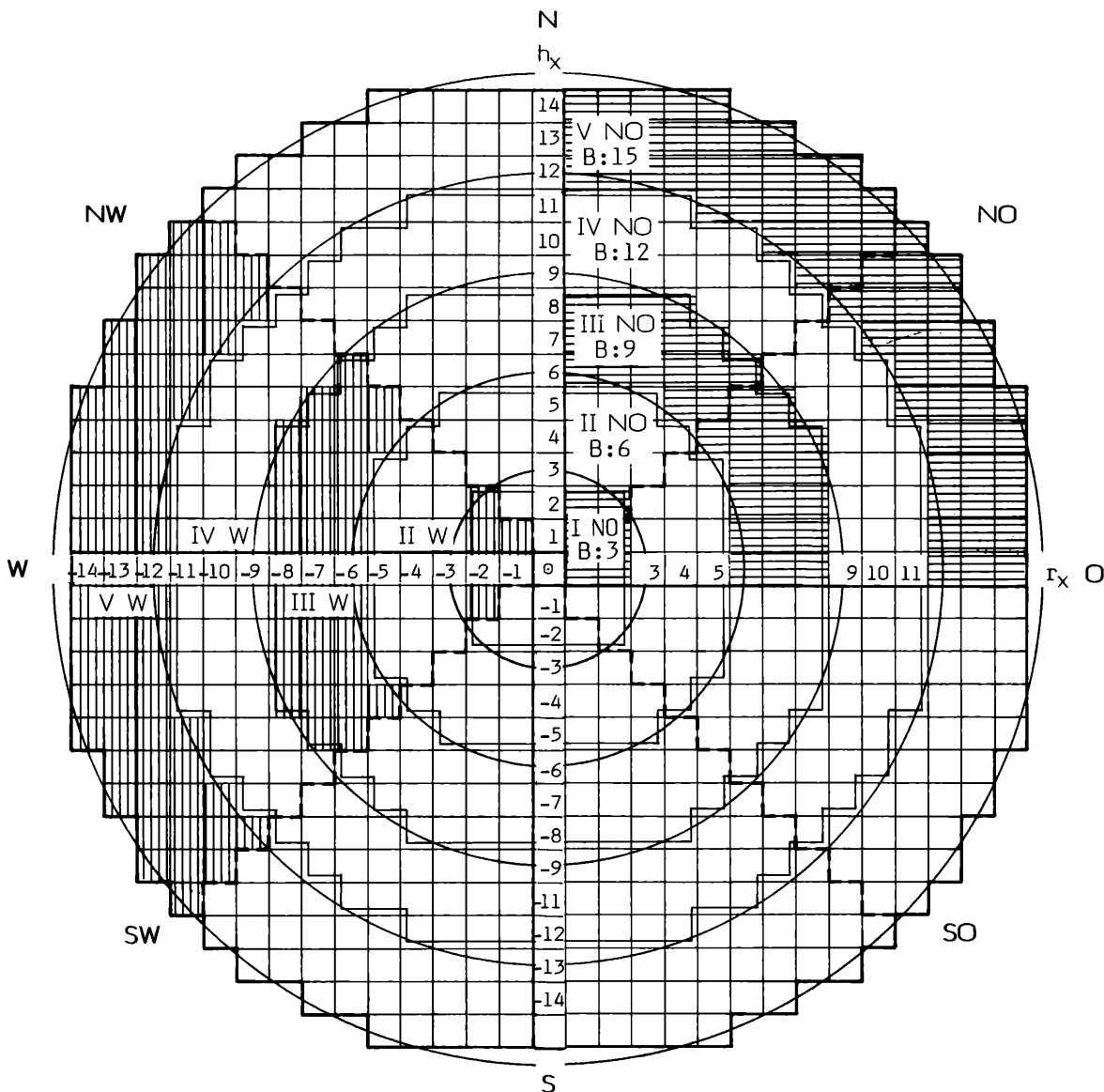
2.5.1. Allgemeine Arbeitsanleitung

(vergleiche hierzu Abb. 31)

1. Einfütterung der Grunddaten:

- Name des Taxons; Bezugsdistanz d (Abschnitt 2.2.2.2.) und Fundortsangabe nach dem Gauß-Krüger-System: Angabe bis auf wenigstens 100 m genau durch die Koordinatenwerte oder durch die Bezeichnung des Kilometerquadrats (*Kennzahl* = Koordinaten der linken unteren Quadratecke, z. B. R 45 08 H 53 12; die Kennnummer des Meridianstreifens erübrigt sich meist). Mit ihren Zentren auf den Kilometerkoordinaten liegende Fundpunkte werden zu gleichen Teilen den angrenzenden Quadraten zugeschlagen.

- Zu jeder Fundortskordinate bzw. -nummer Eingabe der Bestandesgröße (allgemeine Bestandesgröße)



r_x Differenz des Rechtswertes (in km) gegenüber dem zentralen Bezugsquadrat (o)

h_x Differenz des Hochwertes (in km) gegenüber dem zentralen Bezugsquadrat (o)

NO, SO, SW, NW durch Radien in den Haupthimmelsrichtungen begrenzte Sektoren

N, O, S, W Sektoren mit um 45° gedrehten Begrenzungsradien (\angle)

I - V Ringordnung II NO Ringsegmentbezeichnung B: Bezugszahl

Abbildung 31:

Bezugsfläche zum EDV-Einsatz bei der Berechnung vereinfachter Lokalisationswerte. Schema für die Bezugsdistanz $d = 3$ km mit Kilometer-Koordinaten des Gauß-Krüger-Gitters, die zu Ringsegmenten gruppiert sind.

Benklasse) und Kennzeichnung der effektiv geschützten Bestände (Zusatzsignaturen).

2. Auswahl der zur Bezugskreisfläche gehörenden Kilometerquadrate (Bezugskreisdurchmesser = Fünffaches der jeweiligen Bezugsdistanz), ausgehend von dem zu bewertenden zentralen 1 km²-Feld mit den Kilometerkoordinaten R (bestimmter Rechtswert) und H (bestimmter Hochwert). Die übrigen Quadrat-kennzahlen sind die Paare $R_X = R + r_X / H_X = H + h_X$, wobei r_X und h_X die jeweilige Differenz des Kilometerwertes zum Zentralquadrat bedeuten. Beispiel: Wenn das zentrale 1 km²-Feld die Koordinaten $R = 45\ 08$ $H = 53\ 12$ besitzt, dann heißt das bei einem Quadrat mit der Position $R_X = 44\ 97 / H_X = 53\ 17$: $R_X = R - 11$ (d. h. $r_X = -11$) $H_X = H + 5$ (d. h. $h_X = 5$). - Es ist nicht erforderlich, alle Kreisflächenquadrate explizit anzugeben; ihre Kennzahlen lassen sich in der Regel nach gemeinsamen mathematischen Eigenschaften zu Gruppen zusammenfassen.

Beispiel: Zur Bezugskreisfläche der Bezugsdistanz 3 km (Radius 15 km; vgl. Abb. 31) gehören alle Quadratmeterfelder $R_X = R + r_X / H_X = H + h_X$ mit ganzzahligen r_X und h_X , für die gilt: $-14 \leq r_X \leq 14$ als auch $-14 \leq h_X \leq 14$, wobei zusätzlich gelte, daß $|r_X| + |h_X| \leq 19$. Weiterhin gehören dazu die in der Kreisflächenperipherie gelegenen Quadrate mit

$$\begin{aligned} |r_X| = 7 / |h_X| = 13, |r_X| = 13 / |h_X| = 7 \\ |r_X| = 8 / |h_X| = 12, |r_X| = 12 / |h_X| = 8 \\ |r_X| = 9 / |h_X| = 12, |r_X| = 12 / |h_X| = 9 \\ |r_X| = 10 / |h_X| = 11, |r_X| = 11 / |h_X| = 10 \end{aligned}$$

3. Quadratweise Ermittlung von Bestandesäquivalentsummen

- Umwandlung der Bestandesgrößenklassen in Bestandesäquivalente: Multiplikation der Größenklassenziffern (I-VI) mit *Äquivalenzfaktoren* (das Produkt entspricht in seiner Höhe den Bestandesgrößenfaktoren f_G):

Größenklasse	I	II	III	IV	V	VI
Äquivalenzfaktor	0,1	0,1	1/6	0,25	0,5	0,5
Bestandesäquivalente	0,1	0,2	0,5	1	2,5	3

- Addition der Bestandesäquivalente innerhalb eines jeden Quadrates. Dabei soll die Bedingung gelten, daß sich die Koordinaten sämtlicher Vorkommen in ihren Rechts- oder Hochwerten um mindestens 150 m unterscheiden. Die maximale Zahl berücksichtigter Vorkommen/Quadrat beträgt damit ca. 50. Bei näher zusammenliegenden Fundorten wird nur das größte gewertet, die übrigen werden ignoriert.

- Als effektiv geschützt gekennzeichnete Bestände werden zweimal gezählt, jüngere Ansalbungen (≤ 20 a) bleiben unbeachtet.

4. Zusammenfassung der Quadratfelder zu Segmenten, die bezüglich des Zentralquadrates durch Radien in den vier Himmelsrichtungen begrenzt werden.

- sektorale Zuordnung der Felder mit den allgemeinen Koordinaten $R_X = R + r_X / H_X = H + h_X$:

	$r_X > 0 / h_X < 0$
SO	$r_X \geq 0 / h_X < 0$
SW	$r_X < 0 / h_X \leq 0$
NW	$r_X \leq 0 / h_X > 0$

- Gliederung der orthogonalen Sektoren in Ringsegmente.

Beispiel: Der Sektor II NO aus Abb. 31 besteht aus allen Quadranten mit den Eigenschaften

$$r_X \text{ oder } h_X \geq 3 \text{ sowie } |r_X| + |h_X| \leq 0$$

5. Segmentweise Ermittlung der Leerstellenwerte, vom Kreiszentrum zur Peripherie fortschreitend:

- Addition der Bestandesäquivalente der Quadrate eines jeden Segmentes. Division durch die jeweilige Bezugszahl. Die Bezugszahlen sind

*) $|r_X|, |h_X|$ = absoluter Betrag von r_X, h_X , d. h. r_X, h_X kann positiv oder negatives Vorzeichen haben.

Ringordnung	I	II	III	IV	V
Bezugszahl	3	6	9	12	15

Ergebnis: Positionszahlsumme.

- Subtraktion der Positionszahlensumme eines jeden Segmentes von der Zahl I. Ergebnis: Leerstellenwerte.

- Falls der Leerstellenwert eines Segmentes ≤ 0 , unterbleibt die Untersuchung der zentrifugal anschließenden Segmente des betroffenen Sektors (deren Leerstellenwerte werden automatisch Null).

6. Addition sämtlicher Leerstellenwerte der Kreisfläche.

7. Entsprechende Prozedur für um 45° verdrehte Sektorengrenzen (Abb. 31). Es resultieren die Sektoren N (Nord), O, S und W.

8. Bildung des Mittelwertes aus den beiden Leerstellenwertsummen von 6. und 7. Multiplikation mit 1,5. Ergebnis = vereinfachter Lokalisationswert W_{LV} . (Maximum 30 Punkte.)

9. Sonderbewertung geringer Bestandesgrößensummen

- Addition der Bestandesäquivalenzwerte sämtlicher Quadrate der Kreisfläche (das Zentralquadrat wird dabei ignoriert).

- Falls die Summe kleiner als 10 ist, Vergabe von Wertpunkten:

Bestandesäquivalent-Summe	< 1	[1;2[[2;3[[3;4[[4;5[[5;6[[6;7]*
Wertpunkte	5	4,5	4	3,5	3	2,5	2

Bestandesäquivalent-Summe

[7;8[[8;9[[9;10[≥ 10

Wertpunkte

1,5 1 0,5 0

10. Addition der Ergebnisse von 8. und 9. Division durch 30. Ergebnisse: Vereinfachter (relativer) Wuchsortvergleichswert (W_{VW}) für alle Bestände des zentralen 1 km²-Feldes.

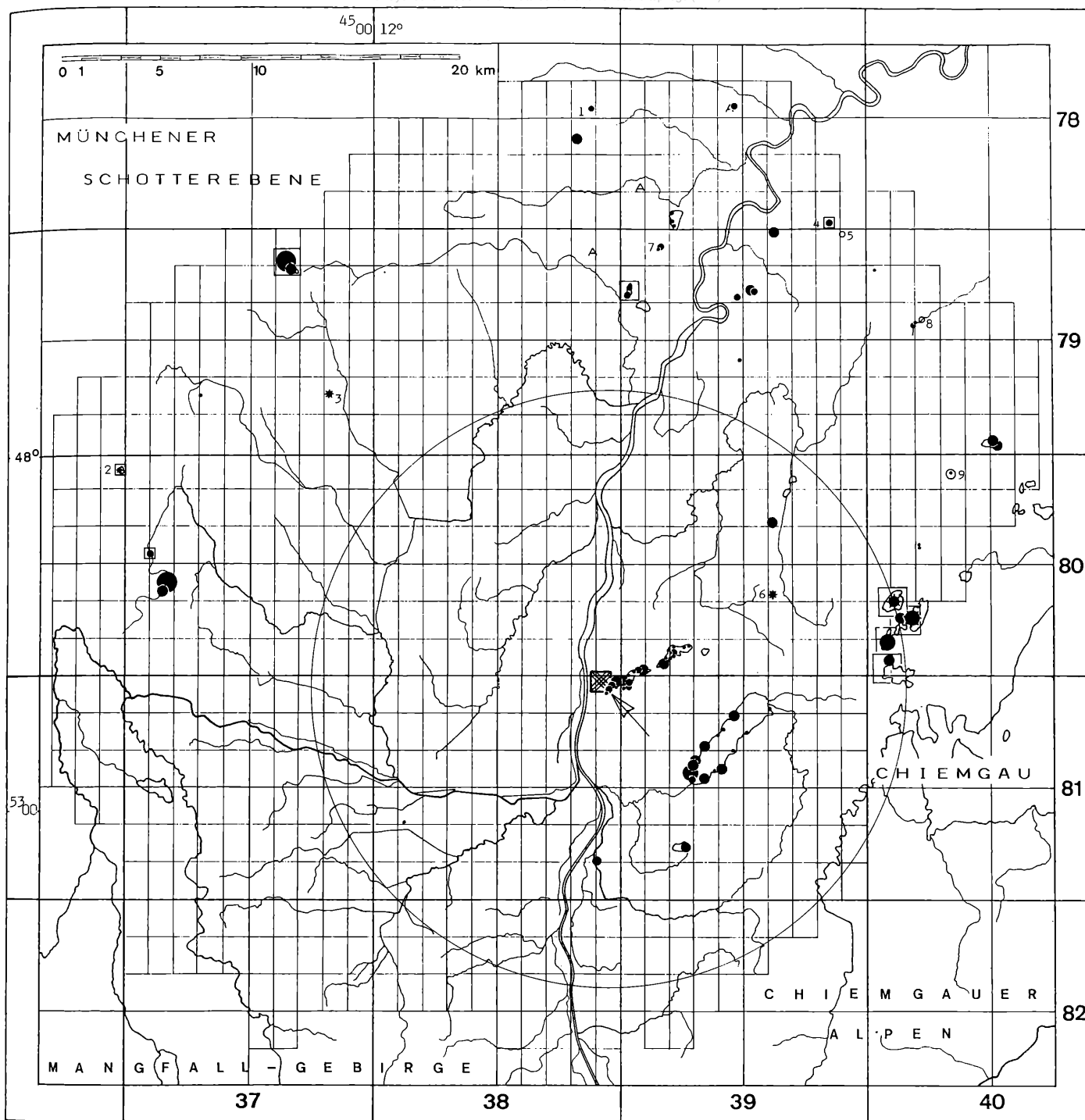
11. Zur Bestandesermittlung Multiplikation des Wuchsortvergleichswertes mit dem maßgeblichen Bestandesgrößenfaktor f_G . Ergebnis: Vereinfachter Umfeldbezogener Bestandeswert.

2.5.2. Vergleichsbeispiel

Auf einen Punkt bzw. ein Quadratmeterfeld der Bestandeskarte für die Weiße Seerose (Abb. 32) sollen abschließend die normale und die EDV-gemäße Variante des Ringsegmentverfahrens angewendet werden.

Abb. 33 zeigt die Ergebnisse der segmentweisen Ermittlung der Bestandesgrößensummen. Der Zeichenmaßstab (1 : 200 000) erübrigt die Zusammenlegung von Bestandespunkten. Bei der Maximalwertermittlung mit der Ringsegmentschablone (Teilabbildung a) kommen im äußersten Segment des die Ost-richtung einschließenden Sektors in einem Naturschutzgebiet gelegenen Bestände vor, die zweimal gewertet werden (2 = 7 Bestandesäquivalente). Die großflächige Verbreitung von *Nymphaea* erübrigt Untersuchungen, wie sie kleine Arealinseln erforderlich gemacht hätten. Zudem liegt die Bestandesgrößensumme im Bezugsraum über 10 Bestandesäquivalenten, so daß auch kein Bonus für geringe mengenmäßige Repräsentanz vergeben zu werden braucht. Lokalisationswert und Wuchsortvergleichswert sind in diesem Fall identisch.

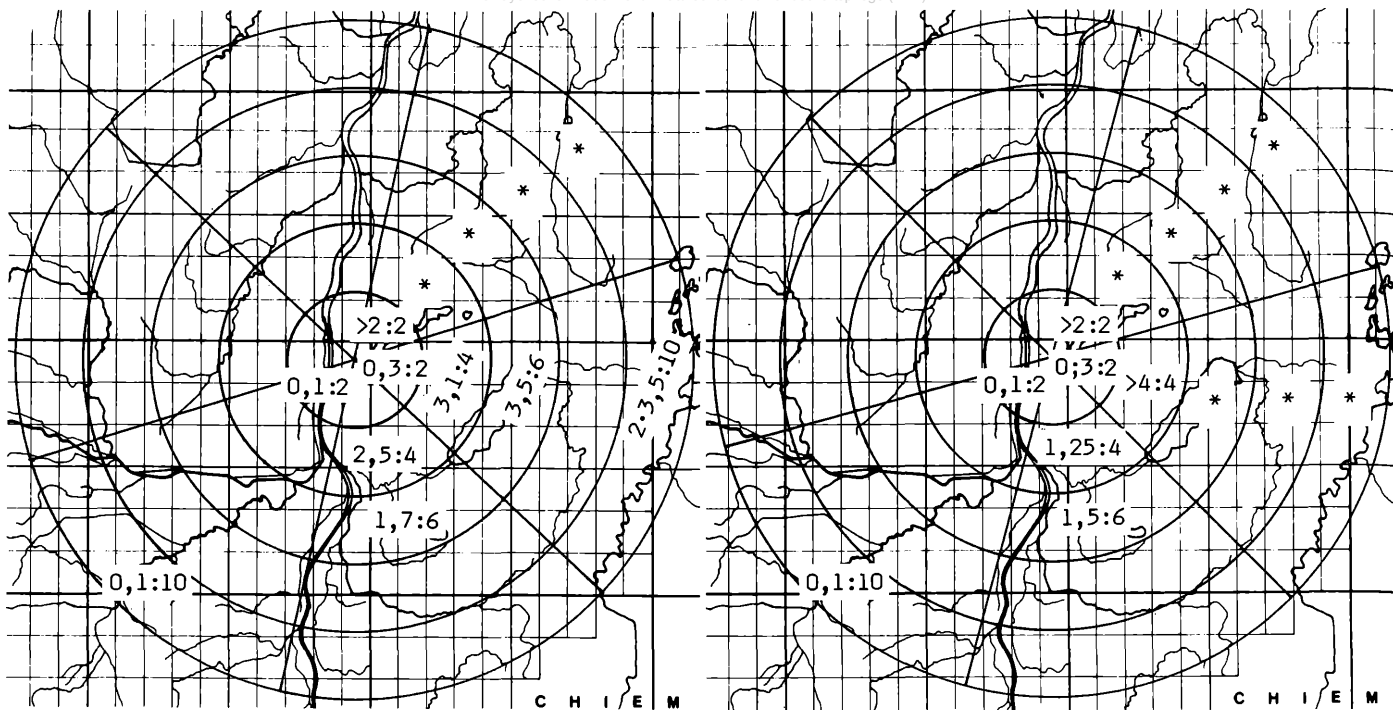
*) Intervallschreibweise: linksstehender Wert ein-, rechtsstehender ausgeschlossen



- aktuelles Vorkommen
 - nicht mehr bestätigtes Vorkommen
 - ★ Lokalisation unscharf
 - ◼ Bestand effektiv geschützt
 - A Vorkommen angesalbt oder Status unsicher (Kultursorten nicht kartiert)
- Bestandesgröße (besiedelte Fläche nach Skala F_A):
- | | | |
|-------------------------|----------------------------|-------------------------------------------------------------|
| < 10 m ² | ● 100 1000 m ² | ◀ im Vergleichsbeispiel (Abschn. 2.5.2.) bewertete Position |
| • 10 50 m ² | ● 1000 2000 m ² | (") bewertetes |
| • 50 100 m ² | ● ≥ 2000 m ² | ◻ 1 km ² -Feld (Koordinaten R 45 11 H 53 06) |
- Bezugskreisflächenbegrenzung (Radius 15 km)

Fremdangaben: 1-3) BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCH., Biotopkartierung 1974 u. 1975: Biotope L 7938/81, 8136/70 u. 7936/53 4) HERZOG, G. ca. 1978: Irlhamer Moos: "alte Torfstiche des Waldmoores" - 5) RINGLER, A. in GESELLSCH. F. LANDESKULTUR 1976, S. 189: Restsee südlich der Linie Sicking Imstetten: "bereits völlig vernichtet" 6) RINGLER, A. 1974: Haslacher See 7-9) nach Auskünften von Seeanliegern und -nutzern: im Altensee früher geschlossener Seerosengürtel; im Weitsee bis Ende der 60er Jahre; Taubensee "früher ganz weiß von Seerosen".

Abbildung 32:
NYPHAEAE ALBA L. (Wuchsformtyp 7.5.0, entomophil u. autogam, nautohydrochor): **Bestandesverhältnisse im Jungmoränengebiet des Inn-Vorlandgletschers.**
 Zeichenmaßstab 1:200 000. - Kleinere Gewässer nur unvollständig kartiert. Von den Anschlußgebieten nur die Eggstätt-Hemhofer Seenplatte andeutungsweise berücksichtigt.



a) Maximalwertposition

b) Minimalwertposition

c) Sektoren in Grundstellung

d) Sektoren um 45° gedreht

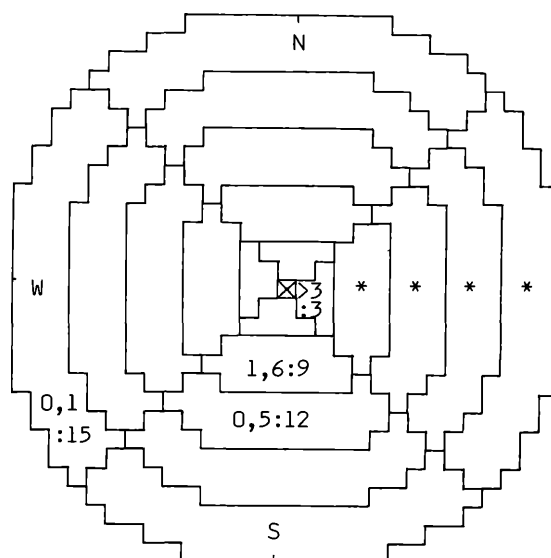
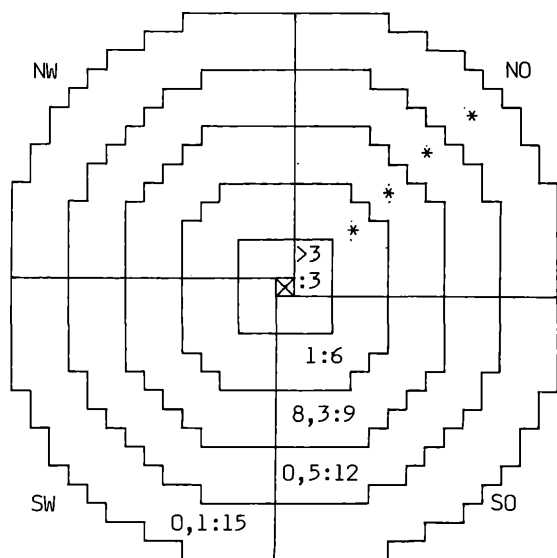


Abbildung 33:

Bezugsraumflächen zur Bewertung eines Punktes (Gauss-Krüger-Koordinaten R 45 11,9 H 53 06,2) bzw. des zugehörigen 1 km²-Feldes (Koordinaten R 45 1 H 53 06) mit Vorkommen von *Nymphaea alba* - oben mittels Ringsegmenteschablone, unten nach dem EDV-gemäßen Bezugssystem. Die eintragungsfreien Segmente besitzen den Positionszahlenwert 0; in den mit Stern (*) gekennzeichneten Segmenten erübrigt sich die Untersuchung (sie werden mit der Positionszahl verrechnet). In den übrigen Segmenten wurden die Anzahl Bestandesäquivalente (Divident) und die Bezugzahlen (Divisor) angegeben. Die Quotienten sind die Positionszahlen, deren Weiterverarbeitung aus dem Text ersichtlich ist.

Nach den Angaben in Abb. 33 ergeben sich folgende Zahlenverhältnisse:

	Positionszahlen-summe Pges	Leerstellen-gesamtwert (30 bzw. 20 - Pges)
Ringsegment-Schablone		
- Maximalwert	9,77	20,23
- Mittelwert	-	21,025
- Minimalwert	8,18	21,82
EDV-Variante		
- Sektorengrundstellung	6,14	13,86
- Mittelwert	-	14,31
- Sektoren gedreht	5,23	14,76

Die Division der gemittelten Gesamtwerte durch die Maximalpunktzahl der Bezugsfläche (30 bzw. 20 Punkte) ergibt nach der Ringsegmentschablone einen Lokalisationswert von 0,701, nach der EDV-Variante

einen vereinfachten Lokalisationswert von 0,716. Natürlich liegen die Ergebnisse der beiden Verfahrensvarianten nicht immer so dicht beisammen; Unterschiede über 30 % dürften indessen nur selten vorkommen.

Mit dem geschilderten EDV-Verfahren lassen sich prinzipiell auch für große Gebiete Rasterkarten der vereinfachten Wuchsortvergleichswerte ausdrucken. Solche Karten bieten eine brauchbare Grundlage z. B. für die rasche Bewertung gemischter Pflanzenbestände (Abschnitt 4.3.). Allerdings ist die Zeit für einen derartigen Einsatz noch nicht reif: Die Erfordernis, daß bereits für die Bewertung eines Quadrates im Fall von Windblütigkeit und anemochorer Fernverbreitung die Bestandessituation eines fast 2000 km² großen Gebietes gut bekannt sein muß, läßt derzeit kaum irgendwo seine Verwendung zu. In Abschnitt 5.2. wird daher ein weiteres EDV-gemäßes Verfahren beschrieben, das mit etwa einem Sechstel der maximalen Bezugsraumfläche auskommt.

3. Konstruktion minimaler Stützpunkt-Verbundsysteme für artenschutzrelevante Pflanzen

Ein Artenschutz, der allen wesentlichen, in Abschnitt 2. formulierten Zielen gerecht werden soll, läßt sich nicht durch die bislang vorherrschende Methode, mehr oder weniger zufälliger, punktueller Schutzmaßnahmen erreichen. Er wird auch nicht automatisch als Nebenprodukt eines ausgeklügelten Biotopschutzprogramms verwirklicht, selbst dann nicht, wenn es Artenschutzbelange zu berücksichtigen versucht. Viele für den Arterhalt bedeutende Vorkommen besiedeln kleine und ökologisch inaktive Flächen, an welchen der klassische Biotopschutz vorübergeht. Artenschutzkonzepte (Artenschutzprogramme) müssen daher *eigenständig* entwickelt werden, natürlich mit Seitenblick auf den Biotopschutz und letztlich in diesen einmündend.

Artenschutz läßt sich dort, wo er es nicht nur mit einer eng begrenzten Anzahl von Restvorkommen hochgradig gefährdeter Sippen zu tun hat, auch nicht im notwendigen Umfang »von oben her«, auf überregionaler Ebene, ins Werk setzen. Erst die Arbeit auf subregionalem Niveau kann das breite tragfähige Fundament liefern. Ein Artenschutz, der alle einschlägigen Zielsetzungen und Sippen berücksichtigt, läßt sich nur in überschaubaren Bezugsräumen planen und praktizieren. Die zuständigen höheren und vor allem unteren Naturschutzbehörden sind bereits bei der Grundlagenermittlung von ihrer personellen Ausstattung her vielfach überfordert. Hier müssen erfahrene Geobotaniker bemüht werden, eine Einsicht, der sich manche dieser Behörden noch verschließen. Der geobotanischen Fachwissenschaft obliegt es auch, die Maßstäbe zu setzen, mit welchen die behördlichen Leistungen verglichen werden müssen.

3.1. Einzelne Gesichtspunkte

Nachdem in Abschnitt 1. die Verfahren einer möglichst artenschutzgemäßen floristischen Datensammlung und -aufbereitung erörtert und in Abschnitt 2. die begriffsmäßigen Voraussetzungen dafür geschaffen worden sind, sollen hier Aspekte der konkreten Planung angesprochen werden, die der Realisierung von Artenschutzmaßnahmen vorausgehen sollten.

Prinzipiell sind alle Vorkommen »artenschutzrelevanter Sippen« mehr oder weniger schutzwürdig. Die Praxis macht indessen eine Konzentration auf die besonders wesentlichen unvermeidlich und erzwingt damit ein Auswahlverfahren. Dieses erübrigt sich lediglich bei den sehr stark gefährdeten Pflanzen der Roten Liste bzw. den landesteilweise sehr seltenen Sippen weitgehend, da sie unbedingt an allen ihren Wuchsorten erhalten werden müssen. Für sämtliche übrigen Artenschutzrelevanten (zum Inhalt des Begriffs vgl. Tab. 19) sollten dagegen *Stützpunktsysteme* erarbeitet werden, die alle unter Artenschutzgesichtspunkten essentiellen Populationen umfassen und die Grundlage für praktische Maßnahmen bilden.

Zweckmäßigerweise wird ein solches Stützpunktsystem in erster Linie als *genetischer Verbund* konzipiert, der dadurch charakterisiert ist, daß zwischen seinen Gliedern ein genetischer Austausch möglich ist. Durch die Forderung einer möglichst gleichmäßigen Streuung der Erhaltungspopulationen ergibt sich das Idealbild des von Abschnitt 2.2.2.1. bekannten »homogenen Grundrasters« als Bezugssystem, in dem alle (Stütz-)punkte um den Betrag einer durch die mittlere Reichweite der gentransferierenden Organe bestimmten Bezugsdistanz d voneinander entfernt sind.

Daneben muß der Bestandesgrößensituation ebenso wie besonderen geographischen Bedingungen Rechnung getragen werden. Solche sind insbes. topographische Ausbreitungs- bzw. Transportbarrieren (hohe Berge, große Gewässer, ausgedehnte Waldungen).

Nach dem Verhältnis zwischen den tatsächlich vorhandenen Beständen und den vom Bezugssystem (Grundraster) verlangten können Gebiete mit entsprechender, mit geringerer und mit höherer Fundortdichte unterschieden werden (maßgeblich mindestens mittelgroße Bestände). Während in »Mangelgebieten« alle überlebensfähigen Populationen obligatorische Stützpunkte werden, kann in den Bereichen »überdichter« Punktscharen eine *Auswahl* vorgenommen werden. Wichtige Kriterien dafür bilden spezielle, aus der Lokalkenntnis heraus prüfende Eigenschaften wie

- die Überlebensfähigkeit bzw. Bestandesgröße
- die Lage im subregionalen Areal (besonderes Augenmerk auf arealgeographischen Extrempositionen)
- die Beschaffenheit des subregionalen Arealteiles (kleine Arealinseln: Minimum 10 mindestens mittelgroße Bestände; vgl. Abschnitt 2.2.3.)
- ein vorhandener Naturschutzstatus

Für die bisher aufgeführten Kriterien liefert der Umfeldbezogene Bestandeswert einen brauchbaren Ausdruck (vgl. Abschnitt 2.4.). Weitere sind:

- die pflanzensoziologischen und standörtlichen Gegebenheiten (Bevorzugung extremer Positionen), der primäre (zu bevorzugen) oder sekundäre Charakter der Wuchsorte
- der (botanische) Naturschutzwert der betroffenen Lebensräume (z. B. ausgedrückt durch die »Floristische Gütezahll«: Abschnitt 4.3.) im Verhältnis zur Naturschutzzeichnung (abhängig von den im Ökosystem begründeten Erhaltbarkeitsbedingungen, einem eventuellen Sanierungs- und Pflegeaufwand).

Im Ergebnis wird ein Stützpunktraster erhalten, das »Grundnetze« und »Verbundsysteme« zur Sicherung der Arealgestalt und der Geoelemente einzelner Biotoptypen, wie sie A. RINGLER in seinen Arbeiten propagiert hat, einschließt.

Prinzipiell könnte das Grundgerüst einer *Stützpunktkarte* aus der Bestandeswertkarte entwickelt werden (Bevorzugung hochbewerteter Populationen); es läßt sich aber ebenso unmittelbar aus der floristischen Bestandeskarte ableiten. Besonders geeignet ist hierfür die Standard-Bestandeskarte S 100 (1 : 100 000), der die *Standard-Stützpunktkarte* des gleichen Maßstabs entspricht. Diese enthält nur mehr die Stützpunktvorkommen in bestandesgrößenmäßig differenzierender Form, daneben aber auch Signaturen für vorhandenen, effektiven Schutz (durch Lage in Schutzgebieten mit ausreichenden Verordnungen). Besonders gekennzeichnet werden außerdem kleine Vorkommen, denen für die Erhaltung des subregionalen Areals besondere Bedeutung zukommt und deren Vergrößerung und Stabilisierung durch geeignete Maßnahmen erfolgen sollte. Zusätzlich werden die Bestandespunkte durch Linien verbunden, die die Wahrscheinlichkeit des Gen-Flusses andeuten sollen. In der Legende werden neben der exakten Lokalisation (Gauß-Krüger-Koordinaten) auch Hinweise für eventuelle Pflegemaßnahmen gegeben.

Selbstverständlich dürfen die Stützpunktkarten nicht dazu animieren, die darin nicht aufgeführten Vorkommen bedenkenlos zu opfern. Sie sollen aber aufzeigen, worauf sich die Artenschutzbemühungen vornehmlich konzentrieren sollten. Längerfristig muß versucht werden, alle Stützpunktvorkommen durch Inschutznahme nach dem Naturschutzgesetz, durch Kauf, Pacht oder andere privatrechtliche Vereinbarungen zu sichern - letztere insbesondere bei Kleinstrukturen - und zu pflegen. Dabei kommt der Bestandeskontrolle eine besondere Bedeutung zu; sie müßte regelmäßig durch geschulte Kräfte der Naturschutzinstitutionen bzw. -organisationen erfolgen. - Wo immer möglich, sollten nach dem im folgenden Abschnitt beschriebenen Verfahren Stützpunktkarten als Vorgaben für den praktischen Artenschutz entworfen werden.

Der Nachweis einer besonderen Stützpunktfunktion für ein Pflanzenvorkommen muß ein wesentliches Naturschutzargument sein. Die Stützpunktfunktion botanischer Objekte stellt die ganz *konkrete Seite der Artenschutzrelevanz* dar. Die Anzahl von Beständen mit nicht adäquat ersetzbaren Stützpunktvorkommen (mit fehlenden Ausweichmöglichkeiten) ergibt bei der Bewertung der Artenschutzrelevanz von

Vegetationsausschnitten einen Ausdruck, der explizit, als *eigener* Wert, neben die Floristische Gütezahl (als Ergebnis eines der in dieser Arbeit beschriebenen Bewertungsverfahren) treten muß. Weiter Anmerkungen hierzu erfolgen in Abschnitt 5.2.3.3.

3.2. Anlage eines Stützpunktkarten-Blattes

(Arbeitsanleitung)

(Vergleiche hierzu die Abbildungen 34 bis 37).

A. Vorbereitungen

(Bestandeskarten-Kopie)

1) Zuordnung der sippen-spezifischen Entfernung, bis zu welcher mit größerer Wahrscheinlichkeit ein Gen-Fluß über Diasporen bzw. Pollen, Meiosporen oder Mitosporen erfolgen kann (»maximaler Populationsabstand«). Nach seinem Betrag Zuordnung der Bezugsdistanz d (Grundlage Abschnitt 2.2.2.2.).

2) Bei *Arealinseln*: Anstelle des »maximalen Populationsabstandes« muß eine geringere, die lokale Arealgröße berücksichtigende Strecke treten. Abschnitt 2.2.3. zeigt auf, wie eine solche »reduzierte Bezugsdistanz d_r « errechnet werden kann.

3) Kennzeichnung potentieller Stützpunkte:

- a) effektiv geschützte Bestände
- b) potentielle Naturschutzobjekte (hoher Naturschutzwert bei gleichzeitiger Naturschutzzeichnung)
- c) sonstige biologisch hochwertige Flächen, die anderweitig gesichert werden können
- d) sonstige Flächen mit guten Erhaltungsbedingungen, z. B. hohem Grad an Eingriffssicherheit
- e) Vorkommen mit Primärstandorten bei Sippen mit ausgeprägter Bestandes- und Fundortfluktuation

4) Eintragen von den Gentransport unterbrechenden Barrieren (Berge usw.)

5) Schlagen von Kreisen (»Einzugsflächen-Inkreise«) um die Mittelpunkte der mindestens mittelgroßen Vorkommen mit den Radien $r = d_{0,5}$ bzw. $r = d_{r0,5} = 1/2$ Bezugsdistanz bzw. $1/2$ reduzierte Bezugsdistanz (»fiktives Areal«). Hierdurch werden die Bereiche markiert, die im homogenen Grundraster (Bezugssystem) den größeren Populationen zugeordnet sind.

B. Stützpunktfestlegung

6) Kennzeichnung der Punkte für kleine und mäßig kleine Bestände (Größenklassen II und III), sofern sie außerhalb der Einzugsflächen-Inkreise (5) liegen: Hier bestehen im Vergleich zum homogenen Bezugsraster Lücken, die durch die Stabilisierung und ggf. Ausweitung der kleinen Vorkommen (Optimierung ihrer Lebensbedingungen) zu schließen sind.

7) Kennzeichnung mindestens mittelgroßer isolierter Einzelbestände (keine Überlappung mit den Inkreisen benachbarter Bestände).

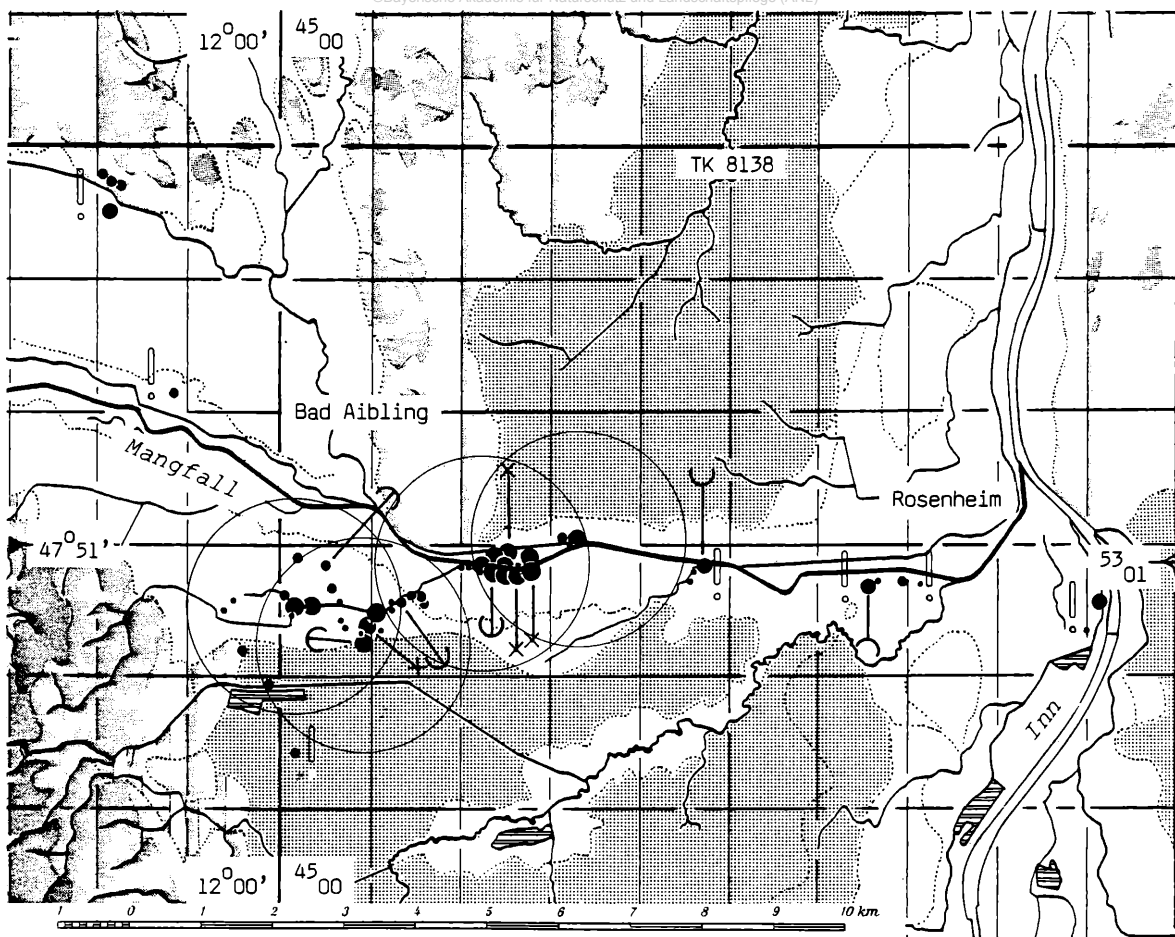
8) Auswahl unter den mindestens mittelgroßen Vorkommen einander überlappender Inkreise:

- a) obligatorisch sind
- alle effektiv geschützten bzw. gesicherten Bestände (3a)

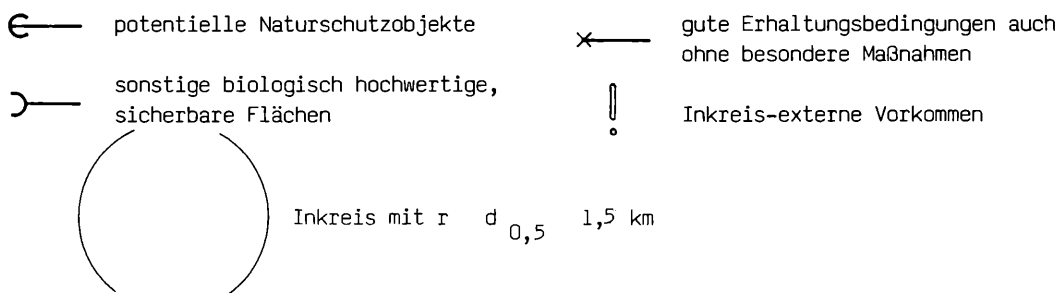
- die Bestände in potentiellen Naturschutzobjekten (3b).

b) Zur Ergänzung der Lücken im Hinblick auf ein Verbundsystem aus größeren Beständen mit einander gerade noch berührenden Einzugsflächen-Inkreisen ist aus folgenden Gruppen auszuwählen:

- Groß- und Massenbestände
- Primärvorkommen bei fluktuierenden Sippen
- eingriffssicher erscheinende Bestände
- Bestände auf biologisch hochwertigen Flächen, die



potentielle Stützpunkte:



Bestandesgrößensignaturen: Erläuterung Abb. 25

Abbildung 34:

Hilfskärtchen für die Fixierung von Stützpunkten zur Sicherung der kleinen Arealinsel von *Pulmonaria mollis* ssp. *alpigena* im Rosenheimer Becken.

schwerlich als Schutzgebiete auszuweisen sind (z. B. Kleinstrukturen)

- Bestände in Areal-Randlagen

Bei kleinen Arealinseln sollten mindestens 10 Bestandesäquivalenten entsprechende Bestände, nach Möglichkeit solche mit mindestens mittlerer Größe, als Stützpunkte festgelegt werden (vgl. Abschnitt 2.2.5.).

C. Ausarbeitung der Stützpunktkarte

(Kartengrundlage wie für Bestandeskarte, zweckmäßigerweise um Verwaltungsgrenzen ergänzt)

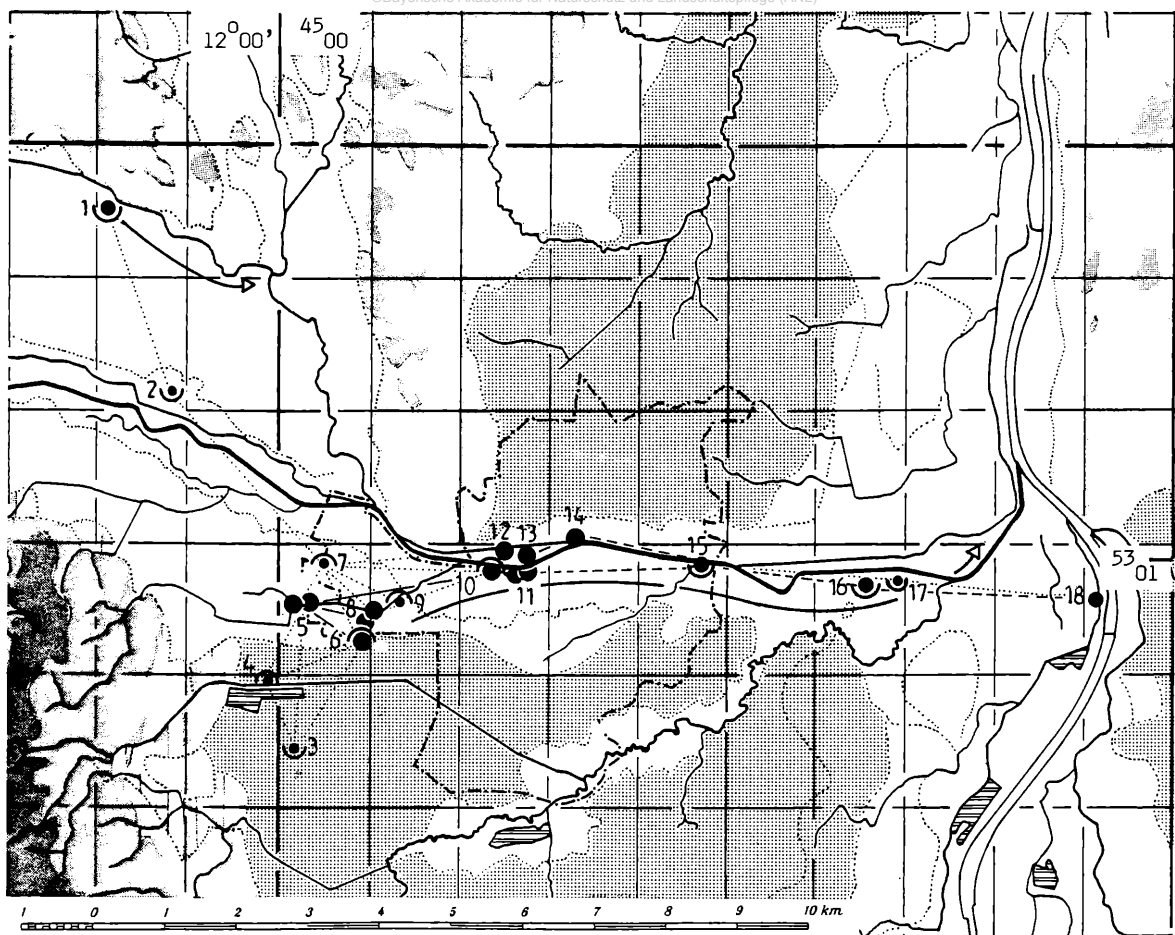
9) Karteneintragungen

- den Gentransfer verhindernde Barrieren (4)
- die festgelegten Stützpunkte (bestandesgrößenmäßig differenziert)
- Sondersignaturen für effektiv geschützte Bestände

- Sondersignaturen für genetisch \pm isolierte Vorkommen (Entfernung zum Nachbarvorkommen größer als der »maximale Populationsabstand«)

- Sondersignaturen für solche kleineren Stützpunktvorkommen außerhalb der Inkreisfläche (6), die Ziele von Maßnahmen zur Optimierung der Lebensbedingungen sein sollten

- Einzeichnen von Verbindungsgeraden zwischen Beständen, die nicht weiter als der »maximale Populationsabstand« voneinander entfernt sind, und zwar als durchgezogene Linie (—) zwischen zwei mindestens mittelgroßen Beständen (Größenklasse IV), als gestrichelte Linie (---), wenn einer der Bestände mäßig klein (Größenklasse III), der andere mindestens ebenso groß ist, und durch Pünktelung (...), wenn wenigstens einer der Bestände nur Größenklasse II aufweist. Kleinstbestände (Größen-



12 Positionsnummer

----- Gemeindegrenze von Kolbermoor

Stützpunktgröße:

Behandlungshinweise:

● Kleinbestand (Gr.-Kl. II)

○ Objekte für Flächenschutzmaßnahmen

● mäßig kleiner Bestand (Gr.-Kl. III)

Gestaltungs- bzw. Pflegemaßnahmen zur

● mittelgroßer Bestand (Gr.-Kl. IV)

Stabilisierung und Ausweitung der Bestände erforderlich

— bestandesgrößenabhängige Wahr-
- - - scheinlichkeit des Gen-Flusses

(keine Zusatzsignatur): lediglich
Bestandeskontrollen

→ mögliche Diasporenverbreitung
durch Fließgewässer

Entomophilie, Myrmekochorie und potentielle Fließgewässer-Verbreitung (Hochwasser); maximaler Populationsabstand 3 km, Bezugsdistanz 3 km, Inkreisradius 1,5 km.

Abbildung 35:

PULMONARIA MOLLIS ssp. ALPIGENA Sauer: **Standard-Stützpunktkarte** für die kleine Arealinsel im Rosenheimer Becken.

Pulmonaria mollis besiedelt im Gebiet v. a. basenreiche, nur mäßig nährstoffreiche, oft halbschattige Wuchsorte, vielfach in saumartiger Situation (Gebüschränder, einmähdige oder brachliegende Auwiesen, Hartholzauen-Blößen). Ein erheblicher Teil des Gesamtbestandes lebt auf Sekundärstandorten (Grabenböschungen, Hochwasserräme). Diese bieten auch die besten Voraussetzungen für gezielte Bestandesvergrößerungen. Nackte Erdstellen sind dabei förderlich.

Zu den einzelnen Stützpunkten: **Gemeinde Bruckmühl:** 1) mündungsnaher Abschnitt des Grundwasserbaches nordöstlich von Weihenlinden; R 44 97 700 H 53 05 940. Böschungen und Randstreifen. Maßnahmen: Keine Erdarbeiten, keine Ablagerungen an Böschungen und Grabenrändern. Einhaltung von 5 m Abstand zur Grabenoberkante bei Düngung, Herbizideinsatz, Umbruch. Optimierung des Lebensraumes durch Pflanzen einzelner Büsche. - **Gemeinde Bad Aibling:** 2) Bahndamm bei Markfeld (Bahn-km 25,6 - 25,75). R 44 98 450 H 53 03 400. Nordseitige Dammböschung, Bahngraben und Randstreifen mit *Molinia arundinacea*-Flur. Gezielte Bestandesvergrößerung im Randstreifenbereich zu versuchen. - 3) Rand der Gartenkolonie westlich der Autobahn-Anschlußstelle Bad Aibling (nördl. Autobahn-km 49,0). R 45 00 200 H 52 98 280. Randbereich von Storchschnabel-Mädesüß-Flur und Wiesenknopf-Wiese. Maßnahmen zur Bestandesvergrößerung erforderlich (Ansaat an benachbarten Gebüschrändern) - 4) Streuwiesenstreifen entlang der linken Seite der Dettendorfer Kalten in der Flur Moosanger (Flurkarte SO 15 14, Flurstück-Nr. 1127). R 44 99 840 H 52 99 210. Übergang Streuwiese-Gebüsch. Maßnahmen: Schutz (Art. 12 BayNatSchG) und Pflege (Streumähd) des Flurstücks (wertvolle Restfläche der Moosvegetation; u. a. großer Bestand von *Ophioglossum*; Vorschlag in ZAHLHEIMER 1981a, S. 158 ff). Gezielte Bestandesvergrößerung entlang von Gebüsch und am Bachlauf. - 5) Böschungen des Kaltenbrunn-Baches ca. 200 m oberhalb bis 300 m unterhalb der Weiherbach-Mündung sowie Weiherbach-Böschungen von der Mündung ca. 150 m aufwärts. R 45 00 170 H 53 00 370. Maßnahmen: Schonung der Böschungen bei Grabenräumungen; Pflege wie bisher (gelegentlicher Schnitt). Einhaltung von 5 m Abstand zur Böschungsoberkante bei Umbruch, Düngung, Herbizideinsatz. - 6) Streuland am Ostrand des Willinger Moores. R 45 01 060 H 52 09 800. Inschutznahme der wertvollen Streuwiesenflächen (u. a. bedeutendes Vorkommen von *Carex buxbaumii*) und Durchführung von Pflegemaßnahmen unverzüglich einzuleiten. - **Gemeinde Kolbermoor:** 7) Quellmulde westlich vom Pullacher Schloßpark. R 45 00 590 H 53 00 980. Maßnahmen: Schutz nach Art. 12 BayNatSchG. Wiederaufnahme der Streumähd im nördlichen Biotopabschnitt (ZAHLHEIMER 1983, S. 17* und 18*). - 8) Laubholzstreifen am westlichen Waldrand nördlich der Willinger Filze. R 45 01 160 H 53 00 160. Bastardpappelkultur mit Edellaubhölzern. Keine Umwaldung in Fichtenkultur, dafür nach Ernte der Pappeln heranwachsenlassen des ansatzweise bereits vorhandenen, standort-

gemäßen Bergahorn-Eschen-Waldes. Erhaltung halboffener Bereiche und ungestörter Ränder. – 9) Auwald am Kaltenbrunnbach südöstlich von Pullach. R 45 01 620 H 53 00 420. *Pulmonaria* auf halboffene Bereiche, Ränder und Kaltenbrunnbach-Böschungen beschränkt. Ausweisung des biologisch wertvollen Gehölzbestandes als geschützter Landschaftsbestandteil nach Art. 12 BayNatSchG. (Vorschlag u. a. in ZAHLHEIMER, 1983, S. 24*) – 10) Rechtsseitige Mangfallauen unterhalb der Kaltenbrunnbach-Mündung. Besonders reiche Vorkommen in der Altlaufrinne der Dettendorfer Kalten am südlichen Waldrand und zwischen den beiden Waldflächen (Koordinaten R 45 02 950 H 53 00 800) sowie auf den Uferstreifen und den Hochwasserdeichen der Mangfall. Maßnahmen: Erhaltung des Kaltenaltes. Zeitweise Ausholzung (ausreichende Blößen). Möglichst keine Erdbewegungen am Deich und im Uferstreifen. Fortführung der eingeführten Gewässerpflegemaßnahmen (einmalige Mahd pro Jahr). – 11) Auwaldfragment rechts der Mangfall beiderseits der TAL-Trasse: R 45 03 300 H 53 00 800. Gebüsch und blößenreicher Fichtenforst mit Renaturierungstendenzen; Auwiesenrelikte; Mangfalldeich. Maßnahmen: Erhaltung von Waldblößen. – 12) Auwald südsüdwestlich vom oberen Kolbermoorer E-Werk zwischen Mangfall und Kanal. R 45 00 130 H 53 01 140. Halboffene Reste subfossiler Eschen-Hartholzaunen. Erhaltung der Edellaubholzbestockung und des halboffenen Charakters mit Blößen erforderlich. – 13) Südlicher Randbereich der TAL-Trasse zwischen Mangfall und Werkkanal. R 45 03 400 H 53 00 950. Fragmente von Auen-Magerrasen mit einzelnen Buschgruppen, neuerdings mit Fichten bepflanzt. Maßnahmen: Erhaltung von Blößen; Pflegemahd zur Bewahrung der Magerrasenrelikte. – 14) Südwestabschnitt des Spinnerrei-Parks (privat). R 45 04 060 H 53 01 340. Im Westen verwilderte (Staudenflur), im Osten gelegentlich ausgemähte Parkanlage. Bedeutender Bestand. Pflege: Mahd nicht öfter als 1 – 2mal/Jahr. – 15) Auwiesenmulde rechts der Mündung des Mitterharter Baches. R 45 00 930 H 53 00 970. Maßnahmen: Wie bisher Magerwiesennutzung ohne Düngung; 1 – 2 Schnitte/Jahr. Keine Veränderungen an der Südböschung des benachbarten Mangfalldeiches. – *Stadtkreis Rosenheim*: 16) Sportplatz Aisingerwies. R 45 08 170 H 53 00 700. Schwerpunkt verwildernde Auwiesenfragmente westlich des Sportplatzes. Maßnahmen: Absperrung gegen Sportplatzgelände, Auslichten des Gebüschanflugs, herbstliche Mahd. – 17) Grünholz-Westrand östlich der Querstraße von Rosen- und Blumenwege (Aisingerwies). R 45 08 320 H 53 00 720. Wertvolles, verbuschendes Auen-Magerrasenfragment. Maßnahmen: Ausholzen; herbstliche Pflegemahd. – 18) Kastenu, Forstdistrikt XII. R 45 11 350 H 53 00 300. Laubholz-Mischbestand mit Hybridpappeln. Maßnahmen: Erhaltung von lichter, blößendurchsetzter Laubholzbestockung. Die Hochwasserdeiche und Uferstreifen der Mangfall von Kolbermoor abwärts bis zur Mündung bieten bei Fortführung der derzeitigen Gewässerunterhaltungsmaßnahmen (1 Schnitt/Jahr; keine Düngung) gute Voraussetzung für die Neuansiedlung (der früher im Umland verbreiteteren) *Pulmonaria mollis*. Durch Aussaat an geeignete Stellen (nackte Erdstellen, magere Wiesenabschnitte, Baumscheiben, Gebüschränder) sollten die verschlechterten natürlichen Samen-Verbreitungsmöglichkeiten ergänzt werden.

klasse I) werden ignoriert.

Wenn topographische Barrieren existieren, scheidet die Verbindung aus.

- Kennzeichnung von Primärvorkommen bei fluktuierenden Sippen
- Eintragung der potentiellen mittleren Diasporen-Reichweite
- durch Kreise bei Mittel-, Lang- und Weitstreckenverbreitern (»Arbeitswerte« aus Tab. 12)
- Einzeichnen von Richtungspfeilen, wo die Verbreitung durch Fließgewässer eine Rolle spielt
- fortlaufende Numerierung der Stützpunkte

10) Die *Kartenlegende* sollte insbesondere enthalten

- a) Angaben der Verbreitungstypen von Diasporen und Pollen bzw. Meio- oder Mitosporen unter Nennung der Arbeitswerte für die Reichweite, »maximalen Populationsabstand«, (reduzierte) Bezugsdistanz, Inkreisradius; Art von Ausbreitungsbarrieren
- b) Erläuterung zu den einzelnen, durchnummerierten Stützpunkten:

- Fundortangabe (inkl. Gauß-Krüger-Koordinaten)
- Gefährdung; Eingriffssicherheit; Schutzstatus
- zweckmäßige Schutz- und Pflegemaßnahmen
- ggf. Anmerkungen zu besonderen Populations-eigenschaften

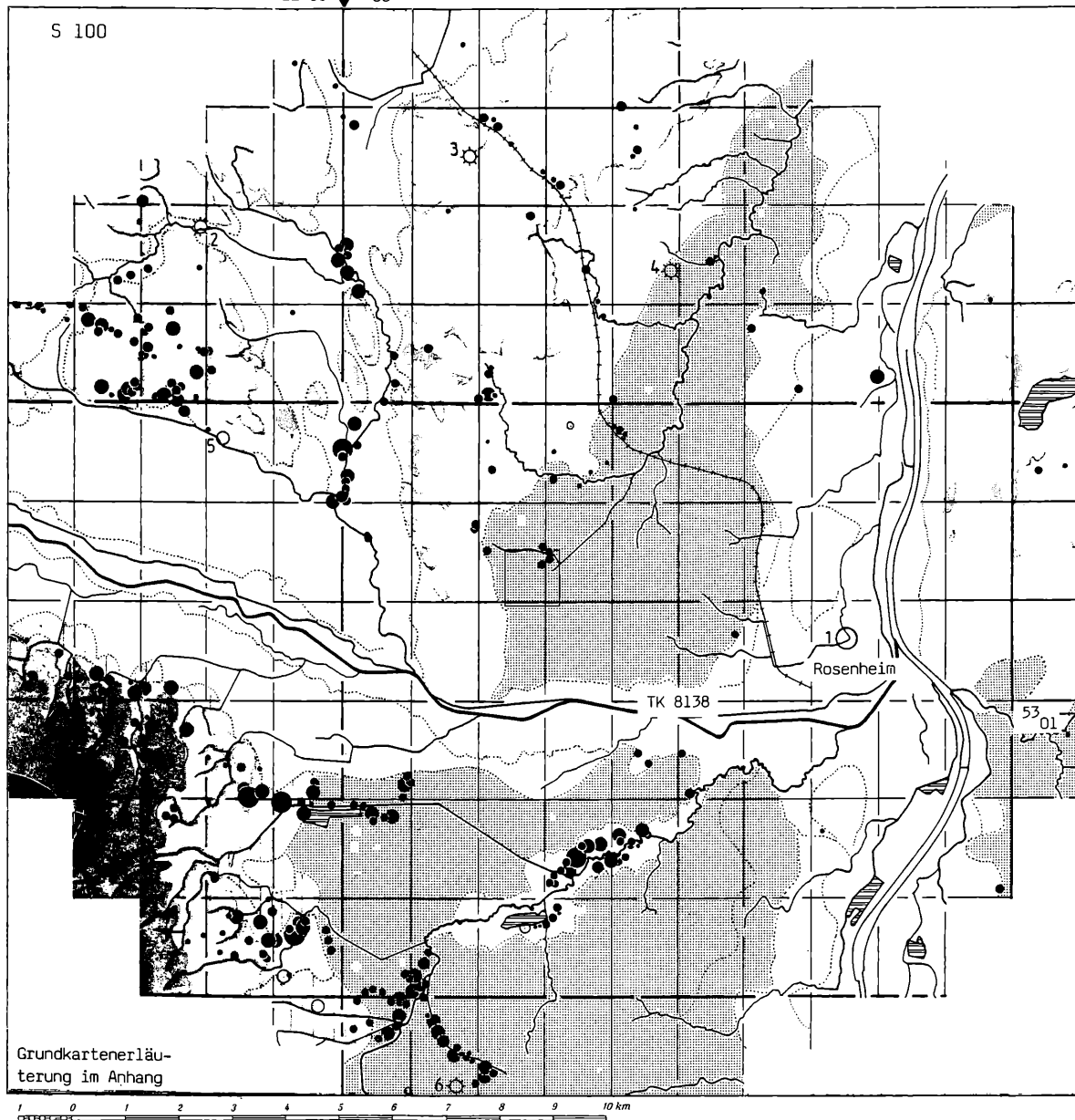
Zu den *Stützpunkten für Trollius europaeus*, Stützpunktkarte Abb. 37:

Auf allen Flächen besteht die geeignete Pflegemaßnahme in der herblichen Streumahd. Wo die Stützpunkte bereits früher als extensive Futterwiesen genutzt wurden (*Cirsium rivularis*), sind ein bis zwei Schnitte pro Jahr und eine schwache Düngung mit Festmist unbedenklich.

Gde. Bruckmühl: 1) Feuchtwiese nördl. Oed b. Oberholzhalm, R 44 96 300 H 53 10 550, zugleich bedeutendes Stützpunktvorkommen von *Laserpitium prutenicum*. Nutzungsintensivierung im Gange! – 2) Streuland im Glonnal südwestl. v. Bichl, R 44 96 500 H 53 09 350. – 3) Zw. Langwied und Hoch-Holz; R 44 95 450 H 53 08 250. Brachliegender Waldbinsens-Pfeifengrasrasen. – 4) Streuwiesenrest südöstl. v. Reiter-Büchel. R 44 95 940 H 53 06 950. Umgebung bereits aufgeforstet. – 5) Streulandrest in der Flur »Riederin«. R 44 96 400 H 53 07 800. Bes. schutzwürdige Fläche; brachliegend. – 6) Streulandrest in den nördlichen Stallwiesen. R 44 96 800 H 53 08 200. Brachliegend; schutzwürdig! – 7) Streulandreste nördl. v. Benedikten-Filz. R 44 97 400 H 53 07 400 und R 44 97 570 H 53 07 400. Bestandteile eines potentiellen Naturschutzgebietes. – 8) Quellsumpf südwestl. v. Unterstaubhausen. R 44 96 800 H 53 01 500. Schutzwürdig. – *Gde. Tutenhausen*: 9) Streulandreste zw. Tutenhauser Filz und Moos-Filz. R 45 00 200 H 53 12 000. Unbedingt zu schützende Fläche. U. a. wichtiger Stützpunkt von *Laserpitium prutenicum*. – 10) Braunaumooos. Potentielles Naturschutzgebiet. – 11) Feuchtwiesengelände südl. vom Wehrfeld bei Fischbach. R 45 00 250 H 53 06 400. Meliorationsversuche! – 12) Ostermünchen: nordseitige Bahndammböschung bei Bahn-km 50,75 und bei km 51,07 – 13) Bahneinschnitt (beidseitig) zw. km 52,6 und 52,8 nördl. v. Aubenhausen – 14) Waldwiese westsüdwestl. v. Aubenhausen R 45 03 420 H 53 10 300. – 15) Feuchtwiesenfragment östl. v. Holzbichl R 45 05 470 H 53 11 530. – *Gde. Großkarolinenfeld*: 16) Bahndamm zw. Hilperting u. Haslau (beidseitig). R 45 04 470 H 53 09 350 – 17) Streuwiese am Hirschbichel bei Thann. R 45 02 700 H 53 06 950. Schutzwürdig (u. a. *Ophioglossum, Liparis*)! – 18) Streuland-Fragment im Kolberg-Moos. R 45 00 230 H 53 06 200.

Schutzwürdig. (u. a. *Carex hartmanii*). *Trollius* v. a. in Restvorkommen in westl. anschließenden Futterwiesen. Umpflanzaktion sinnvoll. – *Gde. Schechen*: 19) Brachliegender Kohldistel-Pfeifengrasrasen westl. v. Germering. R 45 08 250 H 53 07 550. – 20) Feuchtwiesen-Restfläche unter der Terrassenböschung zw. Germering u. Eichwald. R 45 08 350 H 53 07 100. Schutzwürdig! – 21) Wiese im Pfaffenhofener Holz. R 45 09 900 H 53 07 280. Schutzwürdig. – *Gde. Prutting*: 22) Feuchtwiesenfragment südl. vom Sonnen-Wald. R 45 12 930 H 53 05 550. Pflegebedürftig (u. a. Vorkommen von *Ophioglossum*). – *Stadtkr. Rosenheim*: 23) Unterhangvererbung bei der »Schönen Aussicht«. R 45 07 350 H 53 02 500 – 24) Naturdenkmal »Rackermoos« bei Brucklach. R 45 06 350 H 53 00 210 – *Stadtkr. Rosenheim* und *Gde. Kolbermoor*: 25) potentielles Naturschutzgebiet »Kaltenuen« – *Gde. Kolbermoor*: 26) Auwiesenparzelle zw. Autobahn und Dettendorfer Kalten; R 45 03 850 H 52 97 800. Schutzwürdig (Art. 12 BayNatSchG). – *Gde. Bad Aibling*: 27) Streulandreste i. d. Aschach. Mittelpunkt R 45 03 750 H 53 03 850. Schutzwürdig (Vorschlag ZAHLHEIMER 1981a S. 146 ff.; vgl. auch Beispiel zur »Vereinfachten Floristischen Gütezahl in Abschnitt 4.4.) – 28) Quellmoor nördlich von Zeller-Holz. R 45 02 700 H 53 04 000. – 29) Glonn-Altlaufsenke nordöstl. v. Mietrachting. R 45 00 080 H 53 05 400. Schutzwürdig (u. a. *Veronica longifolia*-Stützpunkt!) – 30) Glonnaltlaufsenke nordöstl. v. Mietrachting. R 45 00 100 H 53 04 950. Schutzwürdig (u. a. *Veronica longifolia*-Stützpunkt!) – 31) Altlaufsenke am rechten Glonnufer oberhalb Thürham mit *Ranunculus acontitifolius*-Flur. R 45 00 500 H 53 04 250. Schutzwürdig. – 32) Streuland am Ostrand des Willinger Moooses. R 45 01 100 H 52 99 650. Zugleich wichtige Stützpunkte für *Carex buxbaumii*, *Pulmonaria mollis*. Ueberaus schutzwürdig und schutzbedürftig. (Vorschlag ZAHLHEIMER 1981a, S. 162 ff.; Umgriff zu erweitern). – 33) Feuchtwiesenstreifen entlang der linken Seite der Dettendorfer Kalten, R 44 99 820 H 52 99 210. Schutzwürdig. (Vorschlag ZAHLHEIMER 1981a S. 158 ff.). – 34) Streulandstreifen westl. der Fischteiche im Weit-Moos; R 44 99 300 H 52 99 000. Schutzwürdig. (Vorschlag wie 33). – 35) Trollblumenwiesenstreifen unter dem Gründel. R 44 98 900 H 52 99 300. – 36) Quelliges Tälchen zw. Heinrichsdorf und Westen: Streuwiesenfragmente unterhalb von Fischweier. R 44 96 570 H 53 00 040. – *Gde. Irschenberg*: 37) Waldwiese zw. Schlachtham u. Eulenthal. R 44 95 800 H 52 98 060 – *Gde. Bad Feilnbach*: 38) Iriswiese nördl. vom Kohlfilz bei Au. R 44 99 270 H 52 96 900. Stützpunkt mehrerer weiterer Arten (u. a. für *Iris sibirica*, *Veratrum album*). Sehr schutzwürdig und schutzbedürftig (Vorschlag ZAHLHEIMER 1981 b, S. 34 ff.) – 39) Streuland am Seegraben nordöstl. v. Au. R 44 99 750 H 52 96 700. Schutzvorschlag ZAHLHEIMER 1981b, S. 36f. – 40) Naturschutzgebiet Auer Weidmoos – 41) Feuchtrünländ westl. beim Torfwerk Feilnbach. R 45 01 550 H 52 96 300. Schutzmaßnahmen erforderlich (u. a. *Orchis palustris*; Vorschlag ZAHLHEIMER 1981b, S. 44 ff.) – 42) Auwiesen im Überschwemmungsbereich der Kalten südl. v. Torfwerk Feilnbach. R 45 01 500 H 52 95 950. Schutzmaßnahmen erforderlich (u. a. *Orchis palustris*; Vorschlag ZAHLHEIMER 1981b, S. 44 ff.) – 43) Randgehänge-Bereich der Abgebrannten Filze nördlich der Moosmühle. R 45 01 800 H 52 95 100. Schutzwürdig (Vorschlag ZAHLHEIMER 1981b, S. 61 ff.)!

Nachträge: 20) 1983/84 durch Totalmelioration vernichtet – 44) *Gde. Tutenhausen*: Kohldistelwiesenstreifen am ehemaligen Moorrand östl. von Großrain; R 45 05 150 H 53 12 450.



- Nachweise der Jahre 1980 - 1983 (Bestandesgrößen wie auf Abb. 19); Einheit: "Stock"

Erloschene Vorkommen:

- ⊙ Lokalisation scharf/unsharp

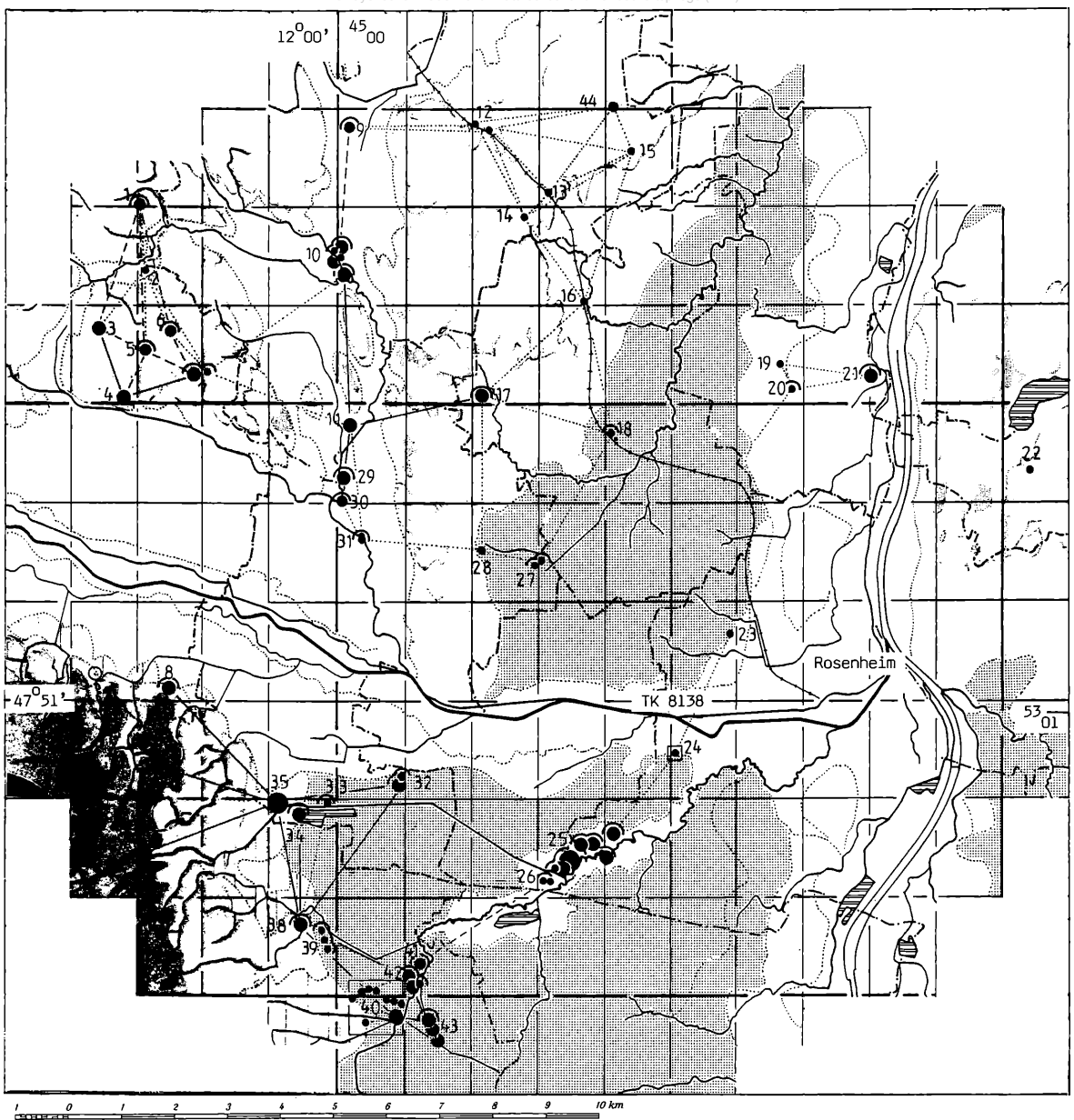
- (ohne Ziffer): nach eigenen Unterlagen (Verlust seit 1968)

2 ○ nach fremden Quellen:

- 1) SCHMIDT, J., vor 1819: "häufig auf dem Stieranger und auf den Ängern um die St. Sebastianskirche herum" (Rosenheim, 8138/2) - 2 - 6) ANONYM, 1954: 2) Mühlholz/Beyharting (8037/4) - 3) Tunttenhausen: Mitte des Bahnwegs (8038/3) - 4) Tattenhausen (8038/3) - 5) Sumpfwiese in Moosbachnähe: N Moosbach, links d. Str. Högling - Aich (8137/2) - 6) nördlich Wiechs und östlich der Moosmühle (8238/1)

Abbildung 36:

TROLLIUS EUROPAEUS L.: Bestandeskarte für den westlichen Rosenheimer Raum. - Wuchsformtyp 3.2.1. (Skala Z₁).



- | | | | |
|----|-------------------------------------|-----------|-------------------------------------------------------------|
| 34 | Positionsnummer | □ | effektiv geschützter Bestand |
| • | Kleinbestand (Gr.-Kl. II) | ○ | Bestand auf schutzwürdiger Fläche |
| ● | mäßig kleiner Bestand (Gr.-Kl. III) | --- | bestandesgrößenabhängige Wahrscheinlichkeit des Gen-Flusses |
| ● | mittelgroßer Bestand (Gr.-Kl. IV) | - · - · - | Gemeindegrenze |
| ● | großer Bestand (Gr.-Kl. V) | | |

Entomophilie, Kurzstreckenverbreiter (*Anebal*); Maximaler Populationsabstand = Bezugsdistanz 3 km

Abbildung 37:

TROLLIUS EUROPAEUS L.: Standard-Stützpunktkarte für den westlichen Rosenheimer Raum.

4. Vergleichende numerische Bewertung von Beständen verschiedener Taxa nach den überregionalen, regionalen und subregionalen Verhältnissen

4.1. Überregionale und regionale Bewertungskriterien

4.1.1. Allgemeines

Sobald sich die Aufgabe stellt, Bestände verschiedener Sippen hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Artenschutz zu beurteilen, tritt die *Bestandessituation im überregionalen Bezugsraum* neben die im subregionalen Bereich. Die Aspekte, die sich aus einer großräumig orientierten Analyse ergeben, können das Ergebnis einer rein subregionalen Bewertung völlig verkehren. Sippen, die subregional als große Raritäten zu gelten haben, können in benachbarten Räumen über eine solide Bestandesstruktur verfügen und bleiben damit nur von subregionalem Interesse. Andererseits können subregional relativ häufige Sippen eine besondere Bedeutung für den überregionalen Artenschutz besitzen¹. Erst die Zusammenschau von subregionalem Wuchsort-Vergleichswert, einer die regionale oder überregionale Situation spiegeln- den Wertkomponente (»Regionaler Gefährdungswert«) und der Bestandesgröße ergibt ein realistisches numerisches Bild der artenschutzmäßigen Bedeutung eines konkreten Pflanzenvorkommens im Vergleich zu anderen bzw. andersartigen Pflanzenbeständen.

Die artenschutzrelevanten Aspekte der überregionalen Bestandessituation könnten prinzipiell ähnlich wie auf subregionalem Niveau zum großen Teil aus detaillierten Bestandeskarten abgeleitet werden, wenn sie existierten. Sie werden aber auch in befriedigender Weise durch die *Gefährdungsgrade der Roten Liste* ausgedrückt. In diese haben in der Regel mehrere Botaniker ihre Kenntnisse über die regionale Situation eingebracht, neueste Kartierungsunterlagen mit \pm aktuellen Verbreitungsbildern dienen ebenso als Grundlage wie Verlustanalysen und Prognosen über die weitere Entwicklung. Als Ergebnis einer derartigen Synopsis sind die Daten der Roten Liste trotz mancher Mängel, wie der unzureichenden Behandlung kritischer Sippen und fragwürdiger Kompromisse bei der Zuteilung der Gefährdungsgrade allen anderen verfügbaren Informationsquellen weit überlegen.

Es ist daher naheliegend, den Rote-Liste-Status von Sippen als Bewertungskriterium zu benutzen. Dies tun z. B. WITSCHEL (1979) und SCHUSTER (1980) im Rahmen der Bewertung von

¹) Ein Beispiel hierfür aus dem Inn-Chiemsee-Hügelland ist das dort mäßig hemerophile *Apium repens*. Diese Pflanze gilt in Bayern (SCHÖNFELDER 1984) ebenso wie in der Bundesrepublik (KORNECK in BLAB u. Mitarb. 1984) als stark gefährdet und erscheint sogar auf der europäischen Roten Liste als gefährdet (LUCAS & WALTERS 1976).

Gebieten bzw. Vegetationsformen – beide allerdings sehr pauschalierend (keine Berücksichtigung von Gefährdungsgraden). – Es ist verwunderlich, daß RINGLER in seinen Bewertungsverfahren die Rote Liste ignoriert und statt dessen das Kriterium Seltenheit bzw. »Singularität« in Bayern verwendet.

4.1.2. Bewertung der Gefährdung nach Roten Landeslisten

Während bei der Bewertung der Lokalisationsparameter der Bezug auf starre geographische Einheiten vermieden werden mußte, stört bei der Beurteilung der großräumigen Gefährdungssituation die Bindung an Verwaltungsgrenzen nicht, sie ist sogar sehr wünschenswert, weil bei der Realisierung von Artenschutzmaßnahmen die betroffenen Verwaltungsbehörden eine dominierende Rolle spielen.

Die Neuaufgaben der Roten Liste verwenden inzwischen weitgehend einheitlich eine vierstufige Skala, um den Gefährdungsgrad der Sippen auszudrücken. Dabei wächst die Kennziffer für die Gefährdungsstufen mit abnehmender Gefährdung. Für die numerische Bewertung wäre es am einfachsten, den Gefährdungsstufen im gegenläufigen Sinn Wertzahlen zuzuordnen, so daß den Stufen 1, 2, 3 und 4 die Werte 4, 3, 2 und 1 entsprächen.

Bei der Projektion der Gefährdungsstufen Roter Listen auf eine lineare Gefährdungsskala erscheint es dem Bewertungscharakter eher angemessen, der höchste Gefährdung ausdrückenden Gefährdungsstufe 1 ein kleines Intervall am oberen Ende der Gefährdungsskala zuzuordnen und von dort in Richtung auf das untere Skalende die den einzelnen Gefährdungsstufen zuzuteilenden Wertintervalle kontinuierlich zu vergrößern. Die »Landesbezogenen Gefährdungswerte (WG)« der Tabelle 16 beruhen auf solchen Überlegungen. Anstelle absoluter Gefährdungswerte gibt die Tabelle Abschnitte einer Relativwertskala mit dem Maximalwert 1 an. Die Länge zweier aufeinander folgender Abschnitte unterscheidet sich dabei stets um den Betrag 0,025.

Die Gefährdungsspanne zwischen typischen Vertretern der einzelnen Gefährdungsstufen (die innerhalb derselben im mittleren Wertbereich angesiedelt sind) ist sehr groß. Zudem gibt es viele *Einordnungsgrenzfälle*, die die verschiedenen Gefährdungsstufen wertmäßig verbinden. Es ist wünschenswert, diese vermittelnden Taxa auch intermediär einzustufen und zu bewerten. Leider weisen die Roten Listen die Zuordnungsgrenzfälle (die bei der Erstellung viel Kopfzerbrechen gemacht haben) nicht aus. Wo immer dies möglich ist, sollten entsprechend differen-

Tabelle 16:

Um Zwischenstufen ergänzte Gefährdungsstufen der Roten Landesliste

	Gefährdungsstufe lt. Roter Liste	Landesbezogener Gefährdungswert Intervall*	Arbeitswert	Beispiele (Bayern)
potentiell bzw. bedingt gefährdet	4	[0,3;0,475[0,40	<i>Dryopteris remota</i>
mäßig gefährdet	4 – 3	[0,475;0,625[0,55	<i>Abies alba</i>
gefährdet	3	[0,625;0,75[0,70	<i>Ophioglossum vulgatum</i>
mäßig stark gefährdet	3 – 2	[0,75;0,85[0,80	<i>Dryopteris cristata</i>
stark gefährdet	2	[0,85;0,925[0,90	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>
sehr stark gefährdet	2 – 1	[0,925;0,975[0,95	<i>Orchis palustris</i>
vom Aussterben bedroht	1	[0,975;1,0[1,0	<i>Juncus stygius</i>

*) Intervallschreibweise: linksstehender Wert ein-, rechtsstehender ausgeschlossen.

zierte Listen – zumindest als Grundlage für Bewertungen – konzipiert werden. Die Zwischenstufen werden in Tabelle 16 berücksichtigt.

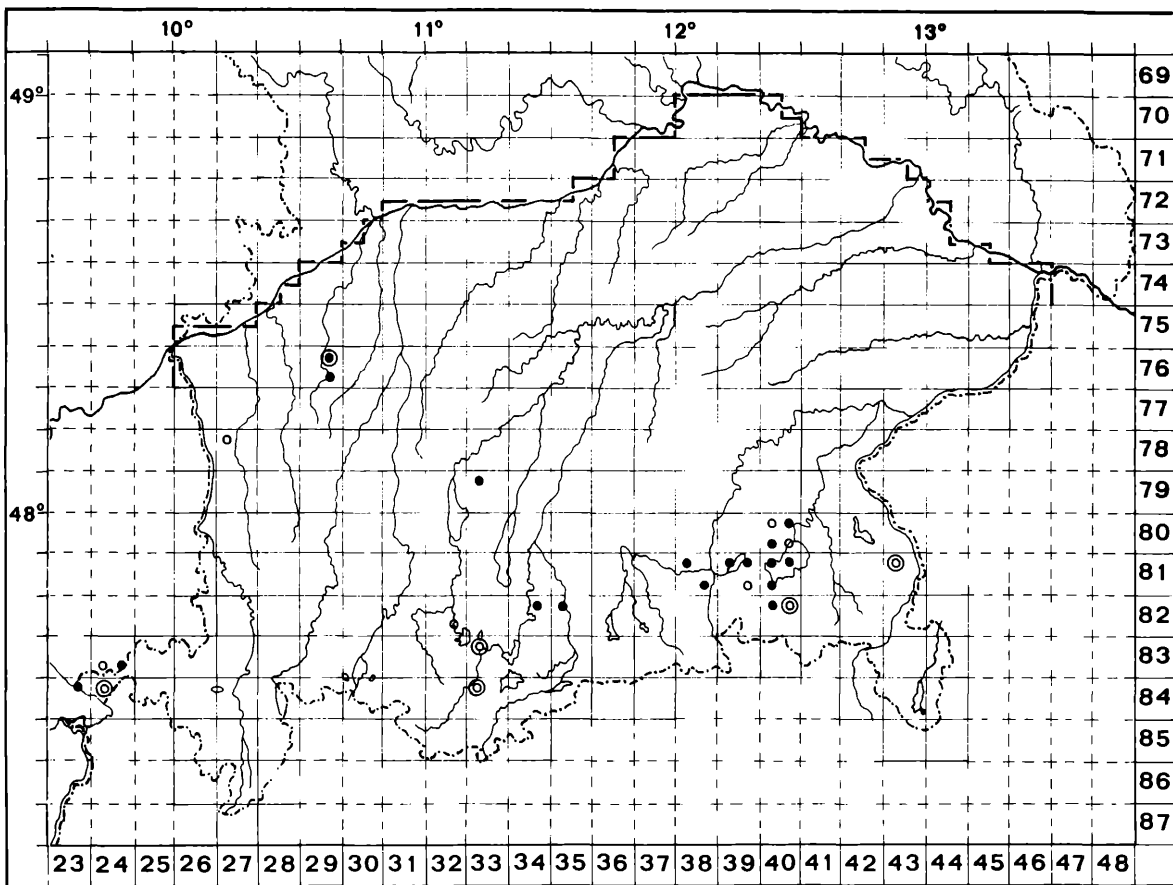
4.1.3. Ergänzungskriterium quadranten- bzw. grundfeldweise Präsenz in Landesteilen

Der Sprung vom subregionalen Bezugsraum zum überregionalen, auf den sich die Roten Landeslisten der Flächenstaaten beziehen, ist sehr groß. Die oft sehr erheblichen regionalen Differenzierungen hinsichtlich der Verbreitung und Gefährdung vieler Sippen erfordern die Zwischenschaltung einer Bewertungsebene, die Landesteilen oder Regionen entspricht. Das Ergebnis muß ein Gefährdungswert sein, der zwischen dem Gefährdungswert bzw. der Gefährdungsstufe einer Sippe im umfassenderen, überregionalen Bezugsraum (Bundesland) und dem Gefährdungswert, der sich bei ausschließlicher Betrachtung der spezifischen regionalen Verhältnisse ergibt, vermittelt. Das kann z. B. heißen, daß eine regional stark gefährdete, überregional aber ungefährdete Art als gefährdet einzustufen ist. Eine ideale Bewertungsgrundlage bilden regionale Rote Listen, sofern sie auf der Basis geographisch aktualisierter, detaillierter Daten erstellt worden sind. Nach ihrem Verhältnis zur überregionalen Landesliste müssen zwei Typen unterschieden werden, die

bewertungsmäßig unterschiedlich zu behandeln sind:

- regionale Rote Listen, die ohne Rücksicht auf andere Bezugsräume die regionale Gefährdungssituation wiedergeben. Für die Ermittlung numerischer Gefährdungswerte muß neben diesen Listen die Landesliste verwendet werden.
- regionale Rote Listen, die im Sinn des vorhergegangenen Absatzes von vornherein Mittelwerte aus der Gefährdungssituation im überregionalen Bereich (Landesliste) und der in der Region präsentieren. Eine angemessene Gewichtung der beiden Bezugsebenen vorausgesetzt erübrigen solche Listen die zusätzliche Verwendung Roter Listen geographisch übergeordneter Gebiete.

Gegenwärtig werden für mehrere bayerische Regierungsbezirke Rote Listen ausgearbeitet, die wohl dem Anspruch regionaler Listen genügen werden. Wo dies noch nicht der Fall ist – so im Untersuchungsgebiet des Autors – kann als behelfsmäßiges Ersatzkriterium die landesteilbezogene Seltenheit verwendet werden. Eine geeignete Grundlage bieten dafür die Präsenz-Grundfeldkarten der floristischen Landeskartierungen – dies um so mehr, als sie auch die Informationsquelle für die Neuaufgabe bzw. Erstellung Roter Listen der verschiedenen Ebenen bilden. Im großräumigen Maßstab weist die Kartenfeldpräsenz enge Beziehungen zur realen Seltenheit und diese zur Gefährdung auf. Der räumliche Auflösungsgrad der Verbreitungskarten ermöglicht eine recht



Nachweis nach 1945

● ● geographische Unschärfe

○ Letztnachweis vor 1945

— Grenze zwischen süd- und nordbayerischen Quadranten

Abbildung 38:

HYDROCOTYLE VULGARIS L.: Verbreitung in Südbayern

Nach unveröffentlichten Unterlagen (Stand 1983) der Zentralstelle für die Floristische Kartierung Bayerns, Regensburg. Für das Inngebiet nach eigenen Erhebungen ergänzt. Kartengrundlage: Zentralstelle.

differenzierte Auswertung, die allerdings intervallweise erfolgen muß, wenn sie den Verzerrungen Rechnung tragen will, die Kartierungslücken und der jahrzehntelange Zeitraum bewirken, innerhalb dessen ein Nachweis erfolgt sein darf, um als »aktuell« wiedergegeben zu werden. Der Landesbezogene Gefährdungswert W_G und die aus den landesteilweisen Präsenzverhältnissen abzuleitenden »Regionalen Seltenheitszahlen (W_S)« werden gleich stark gewichtet und durch die Rechnung $(W_G + W_S) / 2$ zu einem Ausdruck verschmolzen, der einem geographisch aktualisierten Gefährdungsstatus entspricht (»Regionaler Gefährdungswert« W_R). Das bedeutet, daß der durch die Landesliste vorgegebene Gefährdungswert nur unverändert übernommen wird, wenn der Beitrag der regionalen Seltenheitszahl genauso hoch ist; andernfalls ergeben sich Veränderungen des Ausgangswertes bis zu einem Betrag von 50 % bzw. bis zu vier Gefährdungsstufen.

Der Suche nach einer geeigneten Skala für die Transformation der Präsenzanteile in Regionale Seltenheitszahlen sollen einige grundsätzliche Überlegungen zur Skalenwahl im Bewertungsgesamtzusammenhang vorangestellt werden.

Eigentlicher Bewertungsgegenstand ist die Artenschutzrelevanz von Pflanzenpopulationen. Im Vergleich mit dem Begriff der *Gefährdung* ist der der Artenschutzrelevanz der umfassendere, doch sind beide Begriffe gleichwertig und austauschbar, wenn es darum geht, *Sippen* nach den Verhältnissen in größeren Bezugsräumen zu klassifizieren. Kriterien dafür liefert der Ausprägungsgrad von Eigenschaften, die einen mehr oder weniger engen Bezug zu einzelnen Gefährdungsaspekten aufweisen und sich daher als Meßgrößen für die Bewertung eignen. Nach dem Verhältnis Meßgröße – Gefährdungsgrad können zwei Fälle unterschieden werden:

a) Der Meßwert (die Merkmalsausprägung) wächst proportional mit der Gefährdung oder stellt eine fallende, aber lineare Funktion dar. Hierher gehören Eigenschaften, die als unmittelbar und elementar mit der Gefährdung verknüpft zu sehen sind (so z. B. die Intaktheit des genetischen Verbundes)

b) Die Gefährdung verläuft (gleich- oder gegensinnig) \pm exponentiell hinsichtlich der Merkmalsausprägung. Dies ist vielfach dort

zu beobachten, wo die Meßgrößen nur in einem mittelbaren Verhältnis zur Gefährdung stehen, so bei der Häufigkeit, die Anlaß zu diesen Überlegungen gab: erst in den untersten Häufigkeitsbereichen (Seltenheit) ergibt sich ein stärkerer Gefährdungsbezug. Die Umwandlung der Meßwerte in gefährdungsadäquate Bewertungsergebnisse kann nachträglich, bei der Synthese der Einzelwerte, durch entsprechende mathematische Manipulation erfolgen. Hier soll der andere Weg beschrieben werden, die spezifische Zuordnung von Wertskalen, die die nötige Transformation besorgen. Nach den oben beschriebenen Fällen kann es sich dabei um lineare oder exponentielle Skalen handeln. Als Grundlage für exponentielle Skalen werden im folgenden die einfachen Funktionen $y = 10^x - 1$ (bei Zunahme der Gefährdung mit dem Meßwert) und $y = 10^{1-x} - 1$ (bei gegensinnigem Verlauf) verwendet. x soll dabei den Anteil des Meßwertes am Maximalwert bedeuten, d. h. den Erfüllungsgrad von 0 – 1, y das Bewertungsergebnis. Damit resultieren Skalen mit dem Zahlenintervall von 0 bis 9.

Die einzelnen Beiträge zur Gesamtbewertung können von vornherein durch Stauchung oder Streckung der Skalenintervalle gewichtet werden. Eine andere Möglichkeit besteht darin, die jeweiligen Anteile an den Maximalwerten zu errechnen und erst bei der Verschmelzung der Einzelwerte durch Faktoren die gewünschten Relationen herzustellen. In dieser Arbeit werden beide Wege begangen.

Zurück zur Regionalen Seltenheitszahl. Großenteils überzeugende Resultate sind zu erhalten, wenn den Präsenzverhältnissen mittels einer exponentiellen Skala ($y = 10^{x-1} - 1$) Gefährdungsgrade zugeordnet werden, die wieder als Relativwerte angegeben werden (Tab. 17). Erfolgt der Bezug dabei nicht auf Quadranten, sondern ganze Meßtischblätter, müssen die Skalenabschnitte im oberen Bereich weiter gestaucht, im unteren weiter ausgedehnt werden.

Bezeichnet man die Präsenz in 10 bis 20 % der Quadranten als »ziemlich selten«, die in 1 bis 10 % als »selten« und eine solche von weniger als 1% als »sehr selten«,¹ so sind es diese Bereiche, die regionale Seltenheitszahlen ergeben, die in ihrer Höhe den Landesbezogenen Gefährdungswerten der Gefährdungsstufen 3 bzw. 2 bzw. 1 entsprechen.

¹) HAEUPLER (1974, S. 58) bezeichnet Vorkommen in weniger als 1 % der Quadranten gleichfalls als »sehr selten«, solche in weniger als 10 % als »zumindest ziemlich selten«.

Tabelle 17:

Wertzahlvergabe nach den Präsenzverhältnissen in Karten der floristischen Quadrantenkartierung am Beispiel Südbayern

Regionale Seltenheitszahl W_S	Präsenz in % der Quadranten-Gesamtzahl (von – bis)		Anzahl aktueller Quadranten-Nachweise in Südbayern (von – bis)*	
0,05	91,19	77,60	890	756
0,10	77,60	67,26	757	657
0,15	67,26	58,92	656	576
0,20	58,92	51,93	576	507
0,25	51,93	45,90	506	448
0,30	45,90	40,62	447	397
0,35	40,62	35,90	396	351
0,40	35,90	31,65	350	309
0,45	31,65	27,78	308	272
0,50	27,78	24,22	271	237
0,55	24,22	20,94	236	205
mäßig selten				
0,60	20,94	17,88	204	175
0,65	17,88	15,03	174	147
0,70	15,03	12,35	146	121
0,75	12,35	9,83	120	96
selten				
0,80	9,83	7,44	95	73
0,85	7,44	5,18	72	51
0,90	5,18	3,03	50	30
0,95	3,04	1,0	29	10
sehr selten	1,0	$\leq 1,0$	≤ 9	

*) Als Grenze wurde die Donau betrachtet. Von ihr durchschnittene Quadranten wurden ganz zu Südbayern gerechnet, wenn der überwiegende Flächenanteil rechts der Donau liegt. Das Übergreifen von Jura und Grundgebirge nach Süden wurde ignoriert. – Die Gesamtzahl der südbayerischen Quadranten beträgt 976 (vgl. Grenze in Abb. 38).

Der Aspekt »Präsenz im Landesteil« ist unabhängig davon zu bewerten, ob die Sippe in einer Roten Liste aufgeführt ist (jedoch sind die im folgenden Abschnitt zusammengestellten »Ausschlußkriterien für Artenschutzrelevanz« zu berücksichtigen). Nach der stärker anthropogen beeinflussten Seite hin vom Normalen abweichende Statusfälle (z. B. synanthrop, angesalbt) werden bei der Präsenzermittlung nicht berücksichtigt. Aus den Regionalen Gefährdungswerten läßt sich auf (provisorische) landesteilbezogene Gefährdungsstufen zurückrechnen, indem man mit den Wertintervallen vergleicht, die man erhält, wenn man die Gefährdungsstufen der Landeslisten durch Landesbezogene Gefährdungswerte ausdrückt. Dabei darf allerdings nicht übersehen werden, daß sich diese rechnerisch ermittelten Gefährdungsstufen inhaltlich nicht mit den in den Roten Listen definierten decken.

im Einklang mit der überdurchschnittlichen südbayerischen Präsenz der betroffenen Arten. Ebenso befriedigt das Ergebnis für die in Südbayern seltenere *Veronica longifolia* (mäßig starke Gefährdung). Trifft man dieselbe Zuordnung für *Galanthus nivalis* (WR = 0,85), so ergibt sich die abgeleitete Stufe 2. Da das Schneeglöckchen rezent in Südbayern seinen ausgeprägten Schwerpunkt besitzt, wäre eigentlich eher eine Reduzierung der Landesbezogenen Gefährdungsstufe zu erwarten.¹ Die erhaltene Einstufung läßt sich nicht mit der Landesliste in Einklang bringen. Der Grund dafür liegt darin, daß die Seltenheit nur eine von mehreren gefährdungsbestimmenden Eigenschaften ist und ihre ausschließliche Betrachtung

¹) Möglicherweise wird *Galanthus* in der neuen bayerischen Roten Liste auch Gefährdungsstufe 2 erhalten (SCHÖNFELDER, mdl.). In diesem Fall entstünden keinerlei Diskrepanzen.

Tabelle 18:

Beispiele zur Ermittlung Regionaler Gefährdungswerte und provisorischer Gefährdungsstufen für Südbayern

Gefährdungsstufe Entwurf Rote Liste Bayern*	Landesbezogener Gefährdungswert WG	Anzahl Quadranten nachweise in Südbayern seit 1945**	regionale Sperrklausel	Regionale Seltenheitszahl WS	Regionaler Gefährdungswert (WG + WS) 2	abgeleitete Gefährdungsstufe Südbayern	
<i>Arnica montana</i>	3	0,70	287		0,45	0,58	4-3
<i>Scorzonera humilis</i>	3	0,70	270		0,50	0,60	4-3
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	3	0,70	230	+	0,55	0,63	3
<i>Inula salicina</i>	-	-	231		0,55	0,28	5
<i>Potentilla palustris</i>	-	-	224		0,55	0,28	5
<i>Andromeda polifolia</i>	3	0,70	207	+	0,55	0,63	3
<i>Trichophorum alpinum</i>	3	0,70	193	+	0,60	0,65	3
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	3	0,70	188	+	0,60	0,65	3
<i>Nymphaea alba</i>	3	0,70	173	+	0,65	0,68	3
<i>Juncus subnodulosus</i>	-	-	164	+	0,65	0,33	4
<i>Carex pulicaris</i>	3	0,70	160	+	0,65	0,68	3
<i>Carex limosa</i>	3	0,70	137	+	0,70	0,70	3
<i>Thelypteris palustris</i>	3	0,70	96	+	0,75	0,73	3
<i>Cladium mariscus</i>	3	0,70	76	+	0,80	0,75	3
<i>Schoenus nigricans</i>	3	0,70	72	+	0,85	0,78	3-2
<i>Laserpitium prutenicum</i>	2	0,90	62	+	0,85	0,88	2
<i>Liparis loeselii</i>	2	0,90	50	+	0,90	0,90	2
<i>Betula humilis</i>	2	0,90	47	+	0,90	0,90	2
<i>Pulmonaria mollis</i>							
ssp. <i>alpigena</i>	3	0,70	45	+	0,90	0,80	3-2
<i>Carex buxbaumii</i>	2	0,90	20	+	0,95	0,93	2-1
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>							
(Abb. 31)	2	0,90	17		0,95	0,93	2-1
<i>Veronica longifolia</i>	3	0,70	10		0,95	0,83	3-2
<i>Galanthus nivalis</i>	3	0,70	5	+	1,0	0,85	2
<i>Galanthus nivalis</i>	3	0,70			angeglichen:	0,80	3-2

*) SCHÖNFELDER 1984

**) Nach unveröffentlichten Kartenausdrucken der Zentralstelle für die Floristische Kartierung Bayerns, für das Inn-Chiemsee-Hügelland aus eigenen Unterlagen ergänzt. Quadrantengesamtzahl 976.

Dies trifft besonders für Gefährdungsstufe 4 zu, die nicht mit einer nur mäßigen Gefährdung identisch ist, sondern die speziell an sich nicht bedrohten, im Gebiet jedoch nur durch wenige Populationen repräsentierten Sippen verliehen wird. Rechnerisch muß sie jedoch einfach als weniger starke Gefährdung behandelt werden, weshalb sie hier als »potentiell bzw. bedingt gefährdet« umschrieben werden soll. Für lediglich regionale Artenschutzrelevanz (folgender Abschnitt) wurde die Stufe 5 ergänzt. Ihr entspricht das Wertintervall 0,1 – 0,3.

Ein Vergleich der Werte aus Tab. 18 zeigt, daß die Regionalen Seltenheitszahlen vielfach unter den Landesbezogenen Gefährdungswerten liegen. Dies steht

tung zu Verzerrungen führen kann.

Diskrepanzen wie bei *Galanthus* müssen durch eine Sperrklausel ausgeschaltet werden: Wenn der Anteil der rezenten Quadrantennachweise an der Präsenzpunktsumme in der betrachteten Region den Flächenanteil der Region (bzw. des Landesteils) am Bundesland übersteigt, darf höchstens ein Regionaler Gefährdungswert gegeben werden, der dem Intervallmittelwert der Zwischenstufe entspricht, die auf die in der Landesliste aufgeführte Gefährdungsstufe folgt (und bei Verzicht auf Zwischenstufen der Landeslistenstufe angehört). Bei *Galanthus* bedeutet dies z. B. Stufe 3-2 und einen *angeglichenen* Regionalen Gefährdungswert von 0,80. – Diese angeglichenen

Teilwerte bzw. die ihnen zugewiesenen Gefährdungsstufen lassen sich als Hilfsmittel bei der Erstellung regionaler Roter Listen verwenden.

4.1.4. Berücksichtigung zumindest im regionalen Bezugsraum artenschutzrelevanter Gruppen

In Abschnitt 1.3.1. wurde umrissen, welche Pflanzengruppen bevorzugt kartiert werden sollten. Hier soll nun – als Teilmenge der kartierungswürdigen – der Ausschnitt der artenschutzrelevanten und damit in die Bewertung einzubeziehenden Sippen kurz betrachtet werden. Er umfaßt neben den Arten, die gegenwärtig unsere Roten Listen füllen bzw. von den Kartierungswerken als selten ausgewiesen werden, eine umfangreiche Gruppe von Sippen, deren Bestandessituation zwar noch nicht bedrohlich erscheint, die aber einen permanenten Fundortrückgang aufweisen und langfristig vielleicht Anwärter auf einen Rote-Liste-Platz sind.

Die *Ausschlußkriterien*, die über eine Artenschutzrelevanz entscheiden, sind neben der augenblicklichen Bestandessituation (Hauptaspekte Seltenheit und Abstand zu kritischen Bestandesgrößen) die zumindest regional ausgeprägte Tendenz der Bestandesentwicklung und die nach der Einwanderungszeit sich ergebenden Statusverhältnisse. Die *Neophyten* (Einwanderung nach 1500) bedürfen einer differenzierten Behandlung:

– Einwanderer aus fremden Florenregionen sind i. a. in ihren Heimatländern ausreichend repräsentiert und können unter Artenschutzaspekten ignoriert werden. Sie müssen jedoch berücksichtigt werden, wenn sie sich im Einwanderungsgebiet zu neuen Sippen weiterentwickelt haben.

– Einwanderer aus benachbarten *Florendistrikten* (im Inn-Chiemsee-Hügelland z. B. die Bahnbegleiter *Galeopsis angustifolia* und *Saxifraga tridactylites*) sollten dagegen nach der Gefährdung im Heimatgebiet beurteilt werden.

Eine bedeutende Gruppe durchwegs artenschutzrele-

vanter Sippen ist die der *Relikte* früherer Floren (der Begriff wird hier für alle Sippen gebraucht, die früher erheblich verbreiteter waren). Diese Gruppe findet in unseren Tagen eine beträchtliche Vermehrung durch Sippen, die Vegetationsformationen angehören, die von der ausebbenden traditionellen, vormodernen, nach heutigen Maßstäben extensiven land- und forstwirtschaftlichen Nutzung geprägt wurden.

Tab. 19 vermittelt einen Überblick der nach den erwähnten Kriterien artenschutzrelevanten Gruppen. Alle Glieder der *Regionalflora*, die einer Gruppe angehören, werden wie die auf der Roten Liste platzierten hinsichtlich ihrer Artenschutzrelevanz bewertet. Die Palette der betroffenen Arten ist umfangreich; Beispiele aus dem Inn-Chiemsee-Hügelland sind etwa *Selinum carvifolia*, *Chenopodium bonus-henricus*, *Koeleria pyramidata* und die beiden in Tab. 18 enthaltenen Sippen *Inula salicina* und *Potentilla palustris*.

4.1.5. Zusammenfassende Anleitung zur Ermittlung des »Regionalen Gefährdungswertes«

Wenn keine regionalen Roten Listen vorliegen, sind die Rote Landesliste und die Präsenzkarten der floristischen Rasterkartierung des betroffenen Landes als Grundlage zu verwenden¹. Nachfolgend wird das Vorgehen in diesem Fall geschildert:

1) Falls zu bewertende Sippen in der Roten Landesliste aufgeführt, Zuordnung des Landesbezogenen Gefährdungswertes W_G nach der Gefährdungsstufe:

Gefährdungsstufe	4	3	2	1
Gefährdungswert W_G	0,40	0,70	0,80	1,0

Wo die Möglichkeit besteht, sollten außerdem Zwischenwerte verwendet werden (Tab. 16).

2) Falls kein Rote-Liste-Status: Prüfung, ob Kri-

1) Wenn Rote Regionallisten vom Typ b) zur Verfügung stehen, wird damit wie mit der Roten Landesliste verfahren; die landes- teilbezogene Wertkomponente entfällt. Regionallisten vom Typ a) treten dagegen anstelle der Regionalen Seltenheitszahl neben den Landesbezogenen Gefährdungswert und werden mit diesem verrechnet.

Tabelle 19:

Artenschutzrelevanz nach den Statusverhältnissen im regionalen Bezugsraum¹

(Die artenschutzrelevanten Gruppen sind **fett** gedruckt)

1) *Idiochoren* (Einheimische) ohne Apophyten²

- **Primär sehr seltene Sippen**
- **Relikte vor-subatlantischer Floren**
- **Florenrelikte ursprünglich natürlicher Vegetation** (z. B. der Moore, naturnaher Wälder)
- **Vorkommen in arealgeographischen Randpositionen**
- ± häufige und bestandesmäßig gegenüber früher nicht auffallend reduzierte Idiochoren

2) *Apophyten*² und *Altadventive*³

- **Primär sehr seltene Sippen**
- **Relikte der vormodernen Kulturlandschaft** (zahlreiche Ackerwildkräuter; Streulandpflanzen, dörfliche Ruderalpflanzen u. a.)
- **Vorkommen in arealgeographischen Randpositionen**

3) *Neophyten*

- Unbeständige oder Kultivierte
- Eingebürgerte
- aus fremden Florenregionen
- im Einwanderungsland taxonomisch einheitlich gebliebene Neophyten
- **aus Neophyten im Einwanderungsland hervorgegangene neue Taxa**
- aus benachbarten Florendistrikten: Behandlung nach den Statusverhältnissen im Herkunftsgebiet

¹) Zur Definition der Statuskategorien vgl. SCHROEDER 1974

²) Sippen, die natürlicher Florenbestandteil sind, aber auch ausgesprochen anthropogene Wuchsorte besiedeln

³) Einwanderung unter Mitwirkung des Menschen vor 1900

terien für regionale Artenschutzrelevanz erfüllt sind (Tab. 19).

- Falls positiv: Ermittlung der Regionalen Seltenheitszahl

- Falls diese »Ausschlußkriterien« nicht erfüllt werden: Bewertungsverfahren erübrigt sich

3) Ermittlung der *Regionalen Seltenheitszahl* (W_S) nach Quadrantenkarten der floristischen Kartierung der Bundesländer für den Landesteil. Auszählen der aktuellen Nachweise, Division des Zahlenwertes durch die Anzahl der Quadranten im Landesteil. Wertzuordnung nach Tab. 17. Wo nur Meßtischblattkartierungen vorliegen: Stauchung der Wertintervalle erforderlich.

4) Addition der beiden Einzelwerte W_G und W_S , Division der Summe durch 2. Ergebnis: Regionaler Gefährdungswert.

5) Vergleich des Regionalen Gefährdungswerts mit den Intervallen der Landesbezogenen Gefährdungswerte (ergänzt um Gefährdungsstufe 5):

Gefährdungsstufe	5		4		4-3		3		3-2		2		2-1		1	
Landesbezogener Gefährdungswert	0,1	0,3	0,475	0,625	0,75	0,85	0,925	0,975								

- Falls dem Regionalen Gefährdungswert eine Gefährdungsstufe entspricht, die im Vergleich mit dem Gefährdungsgrad nach der Roten Landesliste eine gleich hohe, eine geringere oder eine um eine halbe Stufe erhöhte Gefährdung bedeutet: Regionaler Gefährdungswert = »angeglichener Regionaler Gefährdungswert«

- Falls dem Regionalen Gefährdungswert eine Gefährdungsstufe entspricht, die gegenüber dem Gefährdungsgrad der Landesliste eine gesteigerte Gefährdung um mindestens eine volle Stufe bedeutet: zusätzliche Ermittlung der Anzahl aktueller Präsenzsignaturen im Bundesland. Zwei Möglichkeiten:

-- der Anteil der Präsenzquadranten liegt unter dem Anteil der Landesteil-Quadrantengesamtzahl an der Bundesland-Quadrantengesamtzahl: Regionaler Gefährdungswert = angeglichener Regionaler Gefährdungswert

-- Präsenzquadrantenanteil \geq Landesteil-Quadrantenanteil (Sperrklausel): Angeglichener regionaler Gefährdungswert = höchster Relativwert des Intervalls, das der auf die Gefährdungsstufe der Roten Landesliste folgenden Zwischenstufen entspricht (Tabelle unter Ziffer 5).

4.1.6. Bedeutung für abhängige Sippen der Roten Listen (Bewertungsmöglichkeit)

Die bisherige Bewertung bezog sich ausschließlich auf Pflanzensippen, die um ihrer selbst willen die Aufmerksamkeit des Artenschutzes verdienen. Völlig ignoriert wurde dabei die Gruppe mittelbar artenschutzrelevanter Pflanzen, die für das Überleben bedrohter Tier- und anderer Pflanzenarten von entscheidender Bedeutung sind (vgl. hierzu die Anmerkung in Abschnitt 1.3.1.). Leider gibt es vorläufig keine Roten Listen, die alle Organismengruppen ausreichend berücksichtigen und ebenso keine handlichen und zudem weitgehend vollständigen Listen derartiger Pflanzen. Solange diese Informationen nicht da sind, scheidet eine Bewertung dieses Aspektes aus, da sie - auf der Basis fragmentarischer Informationen vorgenommen - zu Verzerrungen der Bewertungsergebnisse führte.

Vorläufig ist es nur möglich, die Bedeutung von Pflanzenbeständen nach ihrer Bedeutung für einzelne bedrohte Sippen zu bewerten, die in ihren Lebensansprüchen gut bekannten Organismen-Gruppen angehören. Dabei könnte folgendermaßen vorgegangen werden: Jede Pflanzenart enthält für jedes abhängige Taxon nach ihrer

potentiellen Bedeutung dafür eine Anzahl von Punkten, die das Produkt aus einer der Gefährdungsstufe dieses Taxons entsprechenden Wertzahl (z. B. Gefährdungsstufe 1: 20, 2: 10, 3: 4, 4: 1,5) und dem Grad der Bindung an die Wirtspflanze darstellt (absolute Bindung: Faktor 1, Hauptpflanze Faktor 0,5, wenige Wirtspflanzen: Faktorkehrwert der Wirtspflanzenzahl). Es spielt dabei keine Rolle, ob die abhängige Sippe tatsächlich in dem zu bewertenden Pflanzenbestand gesichtet worden ist. Voraussetzung ist allerdings, daß das Vorkommen der substratbildenden Pflanzensippe im Areal des potentiellen Gastes liegt. Die einzelnen Produkte werden zu Gesamtwerten für jede Wirtspflanzenippe addiert.

Beispiel¹: *Polygonum bistorta* ist Raupenfutterpflanze für zwei bedrohte Tagfalterarten (vgl. Tab. 7, Abschnitt 1.3.1.): *Lycaena helle*, Gefährdungsstufe 1: \pm obligater Wirt und *Proclissiana eunomia*, Gefährdungsstufe 2: Hauptfutterpflanze. Die Berechnung der Wertzahl für bedrohte Abhängige lautet dann: $20 \cdot 1 + 10 \cdot 0,5 = 25$.

4.2. Der »Populationspezifische Artenschutzwert« als Ergebnis der Verknüpfung subregionaler, regionaler und überregionaler Wertkomponenten

Zur vergleichenden numerischen Bewertung von

Vorkommen verschiedener Taxa müssen der Wuchsort-Vergleichswert (als Ausdruck der subregionalen Gegebenheiten), der Regionale Gefährdungswert (als Ausdruck für die regionalen und überregionalen Verhältnisse) und der Bestandesgrößenwert verschmolzen werden. Dabei treten wieder Fragen nach der Gewichtung und der mathematischen Verknüpfung auf, wie sie sich schon wiederholt - beginnend mit der Skalierung - bei der Verarbeitung der Daten zur Teilwertermittlung stellten.

RINGLER (1982) verzichtet bei seinen Naturschutzwertberechnungen bewußt auf eine ausdrückliche Gewichtung der verschiedenen, auf möglichst niedrige Punktzahlen angelegten Teilbewertung. Er addiert sie zwar zu einem Orientierungswert für die »Biotopqualität«, möchte ansonsten aber jedem Benutzer eine zweckangepaßte, fallbezogene Zusammenschau der Einzelbewertungen anheim stellen; ihre Darstellung steht im Mittelpunkt. Entgegengesetzt verhält sich SCHUSTER. Er verwendet bei seinem ausgeklügelten Bewertungsverfahren viel Sorgfalt auf eine »intersubjektive« Gewichtung der Teilwerte für deren Verschmelzung.

Sicher sind Gewichtung und Wertsynthese weitere stark subjektiv und willkürlich eingefärbte Arbeitsschritte. Ihre Funktion als Entscheidungshilfe kann die Artenschutz-Bewertung aber nur über einen Gesamtwert erfüllen. Der Benutzer des RINGLERSchen Ansatzes sieht sich gezwungen, in fragwürdiger Weise nicht zueinander ins Verhältnis gebrachte Einzelbeiträge einfach aufzusummieren (Gewichtungsfaktor = 1), oder aber nach eigenem Ermessen zu gewichten, was sicher eher zu zusätzlichen Verfälschungen führt, als wenn der mit seinem System von Grund auf vertraute Autor neben den Regeln für die Teilbewertung auch solche einer möglichst adäquaten, Gewichtungsaspekte nicht ignorierenden, Gesamtwertbildung mitteile.

Hier wird den beiden Wertkomponenten Wuchsort-Vergleichswert und Regionaler Gefährdungswert das selbe Gewicht beigemessen. Dem wird dadurch entsprochen, daß die Relativbeträge beider Größen addiert werden. Die Summe, der »Wuchsortspezifische Gefährdungswert« (W_{WG}), könnte dann mit dem Bestandesgrößenfaktor f_G (als Ausdruck für die Stabilität und Stärke des zu bewertenden Bestandes, vgl. Abschnitt 2.2.) verrechnet werden. Dies führte jedoch zu sehr unbefriedigenden Resultaten: Ein Kleinbestand einer extrem seltenen und gefährdeten Sippe mit $W_{WG} = 2$ ergäbe z. B. mit $0,2 \cdot 2 = 0,4$ ein geringeres Produkt als ein Großbestand einer verbreiteten, kaum gefährdeten Art mit $W_{WG} = 0,2$ ($2,5 \cdot 0,2 = 0,5$).

Dieser im Verfahren begründeten Diskrepanz, die ins Gewicht fällt, sobald die Werte artverschiedener Bestände verglichen oder mathematisch verknüpft werden sollen, kann abgeholfen werden, indem willkürlich eine exponentielle Streckung der Gefährdungs-

¹) Quellen: PRETSCHER in BLAB & Mitarb. 1984; HIGGINS & RILEY 1971.

wertintervalle vorgenommen wird. Der Wuchsortspezifische Gefährdungswert wird dafür zunächst halbiert, dann mit dem erhaltenen Mittel aus den beiden Wertkomponenten die Basis 10 potenziert. Damit das Ergebnis, der »Wuchsortspezifische Artenschutzwert« (*WWA*), null wird, wenn *WWG* null ist, muß der Rechenwert um eins vermindert werden. Die (willkürlich gewählte) Umrechnungsformel lautet also

$$WWA = 10^{0,5 \cdot WWG} - 1.$$

Die Spanne der *WWA*-Werte beträgt 0 – 11,2 (ohne den Arealinsel-Belegungs-Bonus: 0 – 9). Multiplikation mit dem Bestandesgrößenfaktor führt zum »Populationspezifischen Artenschutzwert« (*WPA*) eines Pflanzenvorkommens (maximal 33,6 bzw. 27 Punkte). Im obengenannten Beispiel stehen einander die Werte $0,2 \cdot 9 = 1,8$ und $2,5 \cdot 0,26 = 0,65$ gegenüber und befriedigen damit zumindest in ihrer Tendenz. An einem konkreten Fall soll der in Abbildung 39 zusammenfassend dargestellte Bewertungsvorgang illustriert werden:

Veronica longifolia: Die mittlere Reichweite gentransferierender Organe wird durch die Entomophilie bestimmt, d. h. maximaler Populationsabstand $d = 3$ km. Die kleine abgesprengte Arealinsel bei Bad Aibling (Karte Abb. 40) besitzt eine fiktive Flächengröße von etwa 15,5 km², das entspricht einem Areal-An-

passungsfaktor f_A von 0,22 und einer reduzierten Bezugsdistanz von $d_r = 0,66$ km. – Gegenstand der Bewertung soll ein mittelgroßer Bestand in einer Altlaufsenke der Glonn südwestlich der Flur »Obermooswiesen« sein. Mit Hilfe einer Ringsegment-Schablone mit der Ringbreite $d_r \cdot x$ Kartenmaßstab und einer Bezugssignatur-Karte (enthält noch 4 Punkte der Größenklasse IV, darunter einen effektiv geschützten, 2 geschützte Vorkommen der Gr. Kl. II und einen Kleinstbestand) ergibt sich ein max. Leerstellenwert von 24,5, ein minimaler von 23,8 und damit ein *Lokalisationswert* von 24,15 Punkten. Da die Bestandesgrößen-Gesamtsumme der Arealinsel nur ca. 500 – 650 Stöcke beträgt, ist zum *Lokalisationswert* gemäß Tab. 14 ein *Arealinsel-Belegungswert* von 3,5 Punkten zu addieren. Ergebnis: *Wuchsort-Vergleichswert* = 27,65 Punkte bzw. *relativer Wuchsortvergleichswert* = $27,65 / 30 = 0,922$. Der *angepeglichte Regionale Gefährdungswert* wurde bereits in Tab. 18 entwickelt. Betrag: 0,83. Der *Wuchsortspezifische Gefährdungswert* heißt somit $0,83 + 0,922 = 1,752$, der *Wuchsortspezifische Artenschutzwert* $10^{0,876} - 1 = 6,52$, der *Populationspezifische Artenschutzwert* gleichfalls $6,52 \cdot 1 = 6,52$.

Die für das numerische Bewertungsverfahren maßgeblichen Kriterien eignen sich auch gut für eine

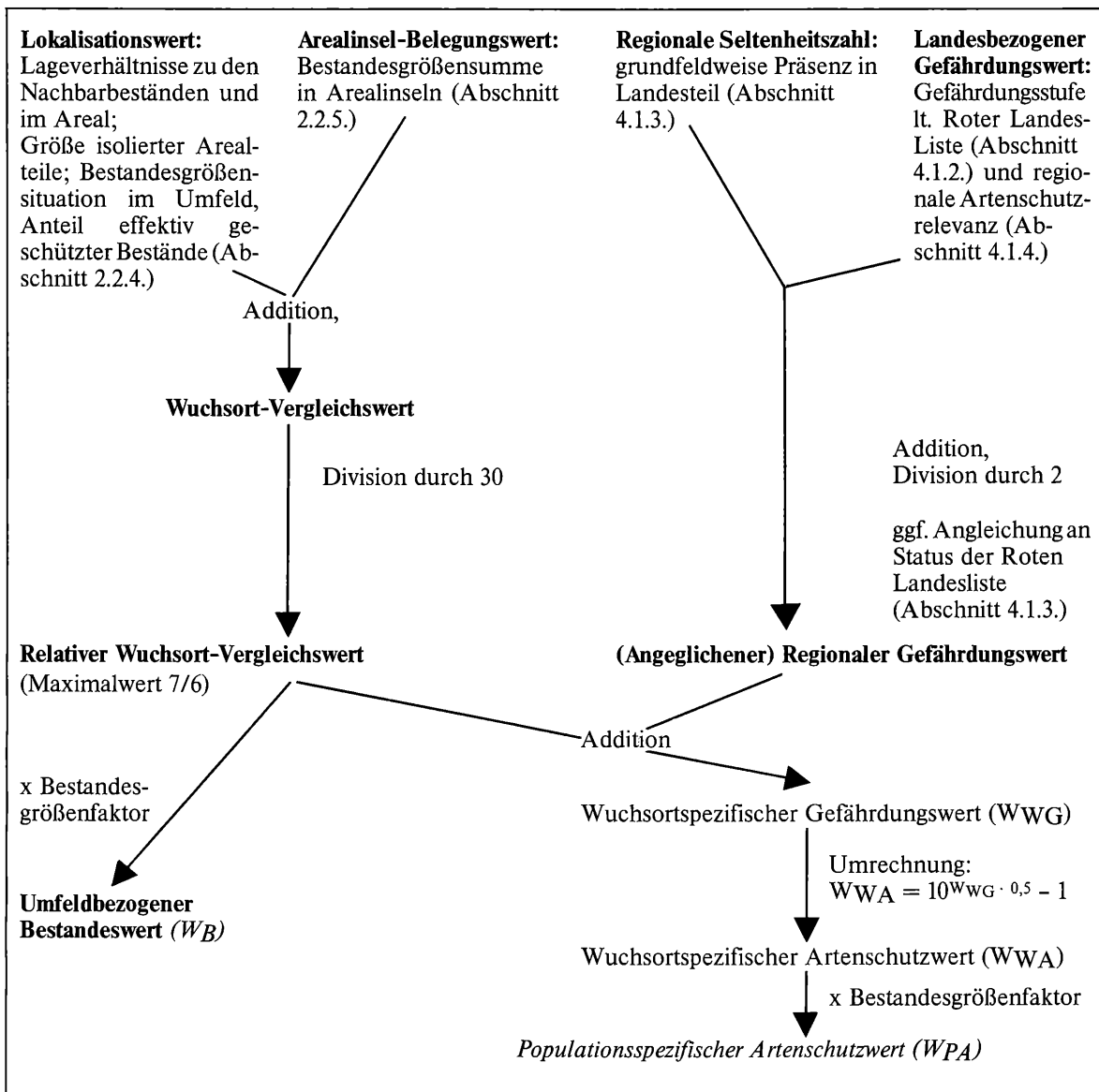


Abbildung 39:

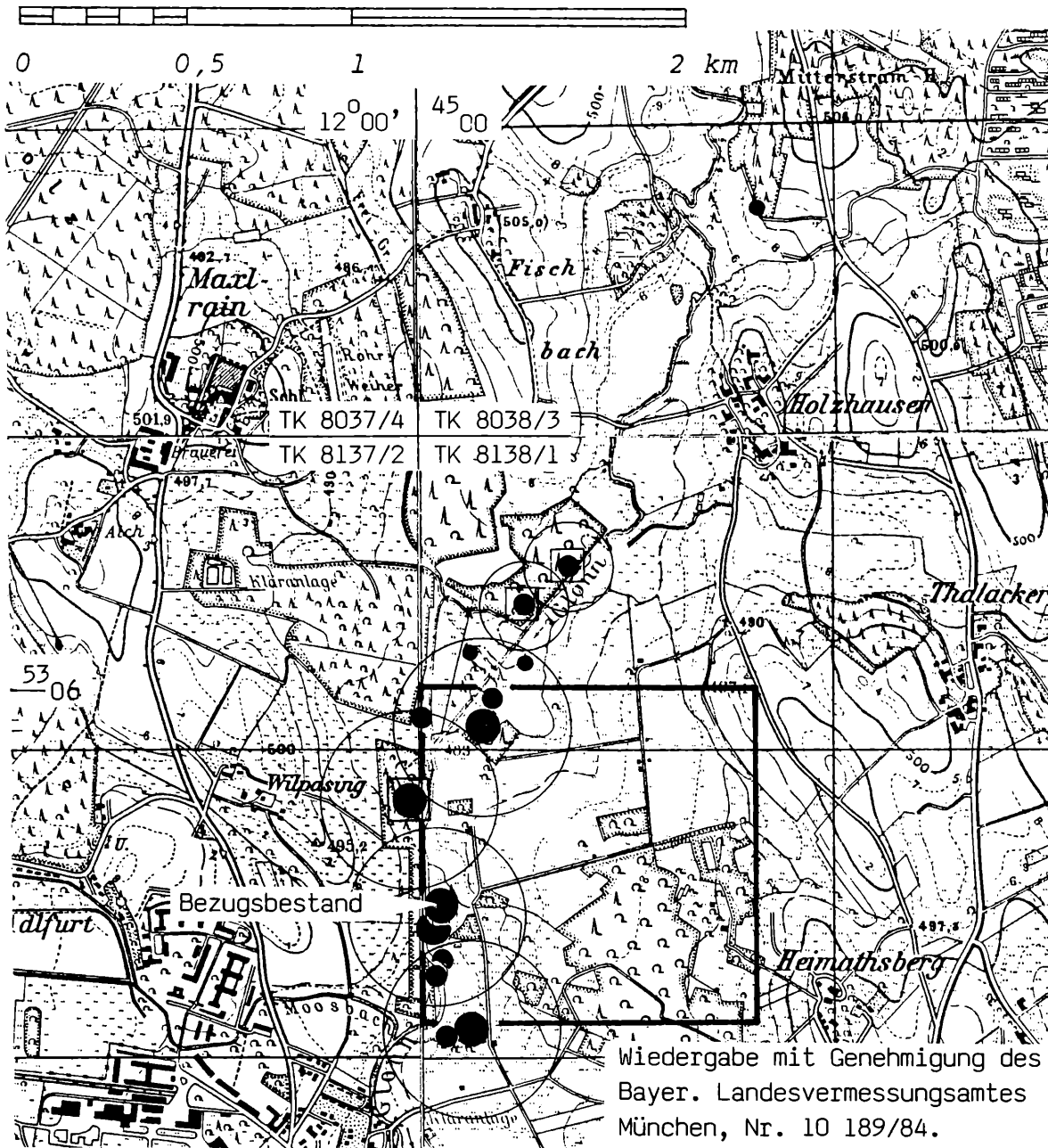
Überblick der Teilwerte und der Wertsynthese zur Ermittlung des »Populationspezifischen Artenschutzwertes« nach dem Ringsegmentverfahren mit Schablone

rasche *überschlagmäßige Beurteilung der Artenschutzrelevanz* von Populationen: Sie ist um so höher anzusetzen,

- je größer der zu beurteilende Bestand ist
- je größer die Entfernungen zu benachbarten Populationen sind
- je kleiner diese Bestände im Umfeld sind
- je extremer die Lage im Areal ist
- bei Vorkommen in Arealinseln, je kleiner und bestandsschwächer diese sind
- je größer die Seltenheit in großen geographischen Bezugsräumen und
- je niedriger die Gefährdungstufennummer der Roten Liste ist.

Für die Artenschutz-Bewertung interessante Populations- und Umfeldeigenschaften, die nicht ohne besonderen Zeitaufwand routinemäßig erhoben werden können oder nur bei einer geringen Zahl von Fällen für das Bewertungsergebnis entscheidende Bedeutung erlangen, würden das numerische Bewertungssystem in ungerechtfertigter Weise »belasten«. Sie sind im Rahmen einer ergänzenden Würdigung bei der Bewertung zu berücksichtigen. Zu diesen Eigenschaften gehören:

- Populationseigenschaften wie eine besondere Fluktuation bzw. Dynamik, besondere Vitalität, besondere Verjüngungsverhältnisse
- das Vorkommen unter seltenen standörtlichen oder pflanzensoziologischen Gegebenheiten
- der Vollständigkeitsgrad ökologischer Gradienten bzw. Zonationen bei gradientengebundenen Sippen
- Umfeldmerkmale wie Ausbreitungsbarrieren für Diasporen, Pollen, Mito- und Meiosporen, Entfernung und Umfang effektiv geschützte Bestände
- bei vom Aussterben bedrohten Sippen der prozentuale Anteil des Vorkommens am landesweiten Gesamtbestand sowie die ab-



Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10 189/84.

den Bezugsbestand enthaltendes 1 km²-Feld nach dem Gauß-Krüger-Gitter

geschützter Bestand (Flächenhaftes Naturdenkmal)

Bestandesgröße nach Skala Z₁:

● 1 - 4 Stöcke

● 25 - 49 über mindestens 50 m² verteilte Stöcke

● 5 - 24 über mindestens 10 m² verteilte Stöcke

● 50 - 300 über mindestens 100 m² verteilte Stöcke

(Wuchsformtyp 3.2.2.a; entomophil; Diasporenverbreitung durch Hochwasser)

Abbildung 40:

VERONICA LONGIFOLIA L.: **Isolierte Arealinsel** im Glonntal oberhalb Bad Aibling. Bestandesaufnahme Mai 1980.

Kartengrundlage: Ausschnitt aus der Topographischen Karte 1:25000, Blatt-Nr. 8037, 8038, 8137 und 8138.

solute Höhe dieses Gesamtbestandes

– das Ausmaß des Fundortrückgangs in gravierenden Fällen.
Aspekte wie die Eingriffssicherheit, konkrete Überlebensaussichten aufgrund akuter und potentieller Gefährdungsursachen werden besser bei einer Überprüfung der »Naturschutzzeichnung« bewertet.

4.3. Bewertung gemischter Pflanzenbestände

4.3.1. Verfahrensweise und Anwendungsbereiche

Die Bewertung konkreter Ausschnitte der Pflanzendecke, also mehr oder weniger stark gemischter Pflanzenbestände, ist von erheblicher Bedeutung bei artenschutzbezogenen Gebietsbewertungen. Sie ist dabei zwar nur einer von vielen Aspekten, aber der von der botanischen Seite der Bewertung her wesentlichste. Hier soll es zunächst nur um die Flora als unmittelbarem Gegenstand des Artenschutzes i. e. S. gehen, also nicht um Phytozönosen, strukturelle Parameter usw.. Anmerkungen zur Behandlung dieser und anderer artenschutzrelevanter botanischer Gebietseigenschaften werden an späterer Stelle gemacht (Abschnitt 6., Biotopbewertung). Die mittelbare Artenschutzbedeutung von Pflanzen als Lebensgrundlage abhängiger Pflanzen- und Tiersippen, die eigentlich hier als zweiter Unterpunkt behandelt werden sollte, wird aus den in Abschnitt 4.1.6. genannten Gründen unzureichender Unterlagen ignoriert.

Grundlage einer jeden akzeptablen *numerischen* Pflanzendeckebewertung muß eine im Hinblick auf die artenschutzrelevanten Sippen (vgl. Abschnitt 4.1.4) weitgehend vollständige, taxonomisch exakte und zugleich taxonomisch detaillierte Bestandesaufnahme sein, die zusätzlich die Bestandesgrößen angibt (vgl. Abschnitt 1.3.3.2.). Bei Sippen mit starker Fluktuation muß der größte beobachtete Bestand zugrunde gelegt werden. Bestandeskarten der angetroffenen, artenschutzrelevanten Sippen für ein ausgedehnteres Umfeld sind als Hilfsmittel der Bewertung und zur Absicherung ihrer Resultate gleichermaßen unentbehrlich. Wo die ausreichend rasche Ausarbeitung derartiger Karten nicht möglich erscheint, bringen nur ortskundige Floristen die nötigen Erfahrungen für eine wirklich ausgewogene Bewertung mit.

Das Bewertungsverfahren sollte im Idealfall darin bestehen, daß die »Populationspezifischen Artenschutzwerte« der einzelnen Sippen ermittelt (vgl. vorhergehende Abschnitte) und einfach addiert werden. Die von Anfang an auf Vergleichbarkeit angelegte, sippenspezifische Bestandesgrößenschätzung (Abschnitt 1.2.) rechtfertigt diese Verfahrensweise. Die Wertsumme sei als »*Floristische Gütezahl*« bezeichnet. Sie eignet sich für eine Reihe praktischer Anwendungen, z. B.

- als Mittel vergleichender Gebietsbewertung
- im Rahmen von Biotopbewertungen. Bei artenreichen Biozönosen ergibt meist bereits die ausschließliche Betrachtung der Floristischen Gütezahlen eine überzeugende Rangfolge
 - bei Abgrenzungsfragen von Schutzgebieten
- bei Fragen alternativer Standortwahl für Bauprojekte einschließlich Straßenbauplanung (hier kann unabhängig davon, ob es sich um konzentrierte oder verstreute Pflanzenvorkommen handelt, streckenweise zusammengefaßt und bewertet werden)
- als Teil von Umweltverträglichkeits-Prüfungen
 - zur Veranschaulichung von »Brennpunkten« des pflanzlichen Artenschutzes in Form einer »*Floristischen Gütekarte*«, die wie die Bestandeskarte je nach der erreichten Punktzahl unterschiedliche große Signaturen aufweist
 - zur »absoluten« Bewertung der Pflanzendecke eines Gebietes im Rahmen einer *ökologischen Beweis-*

sicherung, als Grundlage für Ersatz- bzw. Ausgleichsforderungen. Hierfür müssen auch die Daten über die Bestandessituation im Umfeld registriert werden.
– Das Bewertungsverfahren hat den Vorteil, daß auch bei einem teilweisen Wechsel der Artenzusammensetzung sowie Änderungen in der Flächengröße eine vergleichende Bewertung von Ersatzbiotopen möglich ist.

In allen Fällen der Anwendung sollte neben der Floristischen Gütezahl eines Objektes seine ganz konkrete *Stützpunktfunktion* angegeben und bewertet werden (vgl. Abschnitt 5.2.3.3.).

4.3.2. Kritische Anmerkungen zum eigenen Bewertungsverfahren

Der hier in den Abschnitten 2. und 4. vorgelegte Versuch eines numerischen Bewertungsansatzes stellt besondere Ansprüche an die *Qualität der Bewertungsunterlagen*. Sie müssen detailliert, differenziert, taxonomisch einwandfrei und im Hinblick auf hohen Vollständigkeitsgrad erhoben worden sein. Es sind dies die Bestandeskarte für die Ermittlung des Wuchsort-Vergleichswertes und der Bestandesgrößenfaktoren bzw. die Rote Landesliste, Quadranten- oder Meßtischblattkarten der floristischen Kartierung Mitteleuropas für die Festlegung eines gefährdungsbedingten Teilwertes sowie die quantifizierte floristische Gebietsbeschreibung für die Floristischen Gütezahlen. Dies mag als lästig empfunden werden, wenn man sich die geringe Zahl zudem pauschalierend erhobener Daten vor Augen hält, mit denen einige Verfahren zur Ermittlung des Naturschutzwertes von Biotopflächen auszukommen glauben. Tatsächlich aber besteht einer der wesentlichen Vorzüge des eigenen Verfahrens darin, daß seine Benützung ohne solide Bewertungsunterlagen ausscheidet.

Weiterhin ist es in seiner Durchführung vergleichsweise aufwendig, damit aber dem Präzisionsgrad der Bewertungsunterlagen angemessen; diese ermöglichen nicht nur, sie verlangen ein zu einem differenzierten Ergebnis führendes Bewertungsverfahren. Die ausgeklügelten Bewertungsregeln erscheinen als übertrieben; sie sollen aber der Bewertungswillkür enge Grenzen setzen; erst sie garantieren Eindeutigkeit, Transparenz, Nachvollziehbarkeit.

Zu den charakteristischen Eigenschaften des eigenen Ansatzes zählt weiterhin,

- daß er die artenschutzrelevanten Vorkommen unmittelbar bewertet (und nicht indirekt über oft nur sehr locker mit dem Bestand schutzwürdiger Arten korrelierte Indikatoren wie Artenreichtum, Standortvielfalt, Schichtungsgrad und Vegetationstyp)
 - daß er konsequent versucht, Mehrfachbewertung von Primäraspekten zu vermeiden und mit wenigen Grunddaten von hohem Integrationsniveau auszukommen
 - daß er neben dem Artenspektrum (qualitative Seite) die Bestandesgröße einbezieht
 - daß er Entfernung, Lage und Größe der Bestände in einem gewissen Umfeld in Rechnung stellt
 - daß Größe und Gestalt dieses Umfelds unabhängig von politischen oder naturräumlichen Grenzen gewählt werden
 - daß im Mittelpunkt der Bewertung die konkret lokalisierte Population steht und der Wert für die Pflanzendecke eines Gebiets durch Zusammenfassung der Einzelwerte der ihn aufbauenden Populationen erhalten wird.
- Trotz alledem darf nicht verkannt werden, daß den nach diesem Verfahren gewonnenen Ergebnissen nur

Tabelle 20:

Gegenüberstellung zur numerischen Bewertung gemischter Pflanzenbestände (Bezugsraum Südbayern)Ermittlung des »absoluten Biotopwertes« nach RINGLER 1982¹

Ermittlung der Floristischen Gütezahl nach ZÄHLHEIMER

A. Bewertung der einzelnen Populationen

Gefährdung, Seltenheit, Bestandessituation im Umfeld

Ausschließliche Bewertung der *Seltenheit*:

- in Bayern: < 10 Vorkommen: 1 Punkt

Bewertung der Gefährdung, ersatzweise der Seltenheit:

(1) - *Gefährdungsstufe* lt. Roter Liste Bayern (Landesbezogener Gefährdungswert, Betrag 0 - 1)
(2) - *Seltenheit* in Südbayern (nach Unterlagen der Floristischen Kartierung Bayerns): Regionale Seltenheitszahl (Wert von 0 - 1)

- in der Planungsregion: < 5 Vorkommen: 1 Punkt

(3) - Regionale *Artenschutzrelevanz* angestammter Sippen aufgrund von Seltenheit oder rückläufiger Bestandesentwicklung: »Ausschlußkriterium«- in der *Naturräumlichen Untereinheit*:

< 5 Vorkommen: 1 Punkt

bzw.

--- bei »naturraumspezifischen« Arten

--- Schwerpunktbildung im Naturraum bei disperser Verbreitung: in der naturräumlichen Untereinheit < 10 Vorkommen (S. 70): 1 Punkt

--- Beschränkung auf Naturraum; innerhalb desselben in Arealinseln mit hoher Populationsdichte konzentriert: Vorkommenszahl unbegrenzt (S. 72): 1 Punkt

(4) - *Lage- und Bestandesgrößenverhältnisse* im in 30 Ringsegmente gegliederten *konzentrischen Umfeld*, dessen Ausdehnung primär sippenspezifisch nach der Reichweite von Mito-, Meio- und Diasporen festgelegt wird (Lokalisationswert): Nach Lage und Größe der Nachbarpopulationen 0 - 30 Punkte- Sonderbewertung von *kleinen Arealinseln*(5) -- Stauchung des *konzentrischen Bewertungsfeldes* in Abhängigkeit von der Arealgröße im Rahmen der Lokalisationswertermittlung (s. o.)

(6) -- Berücksichtigung der Bestandesgrößensumme in kleinen Arealinseln (Arealinsel-Belegungswert): 0 - 5 Punkte

- »Verlustorientierter Bewertungszuschlag« nach dem Verhältnis ehemalige/derzeitige Größe bzw. Länge des regionalen Areals (nicht präzisierter Vorschlag S. 94)

Ausschließlich numerische Bewertung der floristischen Gegenwartssituation. Spezielle Hinweise auf gravierenden Rückgang im Rahmen ergänzender Angaben zur numerischen Bewertung.

Stabilität, Populationsgröße

Individuenstärkstes Vorkommen

- in Bayern 1 Punkt
- in der Planungsregion 1 Punkt
- im Naturraum 1 Punkt

Würdigung besonderer Bestandesgrößen im Rahmen ergänzender Angaben zur numerischen Bewertung

(7) *Generelle* Bewertung der meist in sechs Stufen geschätzten Bestandesgröße über Bestandesgrößenfaktoren (Werte 0,1 bis 3)- Bewertung gradientengebundener *Gürtelpflanzen*

nach den jeweiligen Wuchsortverhältnissen:

in großflächige Zonation eingebettet: 2 P.

in Zonationsfragment eingebettet: 1 P.

isoliertes Gürtelfragment: 0 P.

- Würdigung im Rahmen ergänzender Angaben zur numerischen Bewertung
- teilweise indirekte Mitbewertung über Bestandesgröße

Bedeutung für das regionale Areal

Vorkommen, die »als Minimalaufgebot zur Sicherung regionaler Areale gehalten werden müssen«, bekommen einen »Arealenschutzbonus«, dessen Höhe mit abnehmender Arealgröße zunimmt (keine konkreten Angaben)

- automatische Höherbewertung für das Arealbild besonders wichtiger Vorkommen in arealgeographischen Extrempositionen bei der Lokalisationswertermittlung (4) infolge zonenweisen Vorgehens
- Sonderbewertung kleiner Arealinseln im Rahmen von (5) und (6)

1) Aus dem Zusammenhang herausgelöste floristische Aspekte, ergänzt nach RINGLER 1980 a

zu Tabelle 20:

- | | |
|-------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| - Talgebundenheit von Sippen (bandförmige Areale; S. 89): 1 Punkt | - automatische Höherbewertung von Bandarealen bei der Lokalisationswertermittlung (4) infolge sektoralen Vorgehens |
|-------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Verbundzugehörigkeit

- | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| - Zugehörigkeit zu fiktivem Verbund aller Glieder bestimmter Geoelemente im Naturraum (S. 117 und 1980 b S. 27 - 31): 1 Punkt | unmittelbare Berücksichtigung sämtlicher Geoelemente bei der Lokalisationswert-Ermittlung (4)
Explizite Würdigung von Beständen mit besonderer, konkreter Stützpunktfunktion |
| | - Gefährdung des genetischen Verbundes der Populationen: zonenweise Bewertung bei der Ermittlung des Lokalisationswertes (4) |

B. Wertsynthese zum Ausdruck für den gemischten Bestand

- | | |
|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Gewichtungsfreie Addition der sippenweise ermittelten Punktzahlen | Addition der sippenweise ermittelten Punktzahlen für die Einzelbewertungen (1) bis (6) (Ergebnis: zwei Teilwerte), Berechnung ihrer relativen Größe, Mittelung, Transformation in »Artenschutzwert« durch Exponentialfunktion und Multiplikation mit Bestandesgrößenfaktor (7). Ergebnis: Populationspezifischer Artenschutzwert. Sippenweise Addition ergibt die »Floristische Gütezahl« |
|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

die Funktion eines Hilfsmittels bei Artenschutz-Bewertungen bzw. -entscheidungen zusteht. Nicht übersehen werden dürfen seine *Mängel*, die u. a. in der Materie begründet sind, so, daß nur ein Ausschnitt der artenschutzrelevanten Parameter berücksichtigt werden konnte und daß es kein »natürliches«, sondern ein künstliches Bewertungsverfahren darstellt. Der weite Ermessensspielraum bei der Wahl der Bewertungsmaßstäbe macht Willkür unvermeidlich und ließ oft nur größenordnungsmäßig richtige Festsetzungen zu. Das Verfahren liefert damit nur gröbste Annäherungen, die keine kleinliche Zahlenkrämerei, sondern nur einen großzügigen Umgang mit den Ergebnissen rechtfertigen.

Abschließend sei auf Tab. 20 verwiesen, die den eigenen Entwurf dem Bewertungsverfahren von RINGLER (1982) gegenüberstellt, das bei Beachtung aller Details ähnlich aufwendig und anspruchsvoll ist und eine große Übereinstimmung hinsichtlich der Bewertungskriterien zeigt. Es trägt die besondere

Handschrift eines geobotanisch und ökologisch geschulten Autors, der von einer anderen Grundkonstruktion ausgeht und eine größere Freiheit bei der Handhabung zuläßt. Die beiden Verfahren unterscheiden sich grundlegend in den erforderlichen Daten. Vereinfacht ausgedrückt erfordert das eigene die detaillierte floristische Bestandes- und Bestandesgrößenaufnahme eines begrenzten Umfelds (maximal 25 km) und bedient sich daneben der Roten Listen und der Quadrantenkarten der floristischen Kartierung, das Verfahren von RINGLER verlangt dagegen einen erheblich geräumigeren (Naturraum, Planungsregion), aber nicht unbedingt so gründlichen und nur ansatzweise quantifizierenden floristischen Überblick. RINGLER bewertet damit Biotope der südost-oberbayerischen Planungsregion 18. Seine Quellen waren die Unterlagen der bayerischen Biotopkartierung und sein reicher, zum Teil unveröffentlichter Wissensschatz.

5. Bezugsquadrat-Verfahren zur numerischen Bewertung von Pflanzensippen und -beständen nach der lokalen Artenschutzrelevanz

5.1. Numerische Ermittlung lokaler Sippen-Gefährdungsgrade

In subregionalen Bezugsräumen (z. B. auf Landkreis-ebene) ist eine aktuelle gefährdungsmäßige Klassifizierung von Pflanzensippen aus praktischen Gründen ebenso wichtig wie auf Regierungsbezirksebene. Man könnte daran denken, die Gefährdungsstufen der Roten Listen einfach sinngemäß zu übertragen, so wie dies FINK (1978, S. 133) in seiner »Gefährdungsskala für kleine geographische Bezugsräume« getan hat. Die (selbst für Einzelpersonen gegebene) Überschaubarkeit der Florenverhältnisse ermöglicht hier aber auch die Ermittlung von Gefährdungsgra-

den über die *numerische* Bewertung ausgewählter Parameter.

Ein treffender Ausdruck für die Gefährdung bzw. die Artenschutzrelevanz einer Sippe in einem subregionalen Bezugsraum könnte aus den Mittelwerten der »Wuchsort-Vergleichswerte« aller Vorkommen (Abschnitt 4.2.) und der Bestandesgrößensumme errechnet werden. Dabei müßte allerdings die Bestandesgröße entgegengesetzt wie bei der Ermittlung des »Populationspezifischen Artenschutzwertes« gewichtet werden, d. h. um so höher, je niedriger sie ist. Für die bloße Angabe pauschaler Gefährdungsstufen erscheint dieses Verfahren jedoch als zu aufwendig. Hier wird daher eine demgegenüber ein-

fachere Methode aufzeigt, die auf ähnlichen Überlegungen beruht: Auch hier müssen die Seltenheit, die Bestandesgrößensituation, die Lageverhältnisse der Bestände und damit die Intaktheit des genetischen Verbundsystems im Mittelpunkt stehen.

5.1.1. Wahl des Bezugsflächen-Systems

Der Gedanke liegt nahe, einfach das sippenspezifisch punktabstands determinierte Bezugsraster (Abschnitt 2.2.2.2.) über das Gebiet zu breiten und seine hexagonalen Grundeinheiten, die Einzugsflächen der einzelnen Rasterpunkte, als räumliche Bewertungseinheiten zu verwenden. Das bedeutet die Einschränkung der den Beständen beim Ringsegment-Verfahren innerhalb der einzelnen Segmente gewährten Lokalisationsfreiheit; das Idealbild des Stützpunktsystems wird zum Maßstab. Bei den kleinflächigen Bezugsräumen, um die es hier geht (\pm lokaler Bereich) ist diese Vorgehensweise dem Bewertungsgegenstand jedoch angemessen. Da bei einer solchen kartenfeldweisen Analyse das Ergebnis stark von der jeweiligen Lage des Rasters und damit dem Verlauf der Kartenfeldgrenzlinien im Verhältnis zur topographischen Realität beeinflusst werden kann, ist eine eindeutige Lagefixierung notwendig. Die Anbindung an bestimmte geographische Koordinaten scheidet leider wegen der Inkompatibilität mit dem regelmäßig hexagonalen Raster aus. Ebenso entfällt die koordinatenunabhängige Möglichkeit, mit der die Lage des Ringsegment-Bezugssystems bestimmt wurde (Abschnitt 2.2.4.): Das Prinzip der Wertmaximierung oder -minimierung wird bei einer großen Zahl von Kartenfeldern und Pflanzenvorkommen überaus aufwendig.

Als Ausweg bleibt nur der Verzicht auf das gestaltmäßig ideale sechseckige Kartenfeld und der Übergang auf eine durch geographische Koordinaten begrenzte Figur, die ihm stark ähnelt. Eine solche ist die *quadratische* Grundfläche des Gauß-Krüger-Gitters, dessen Koordinatenwerte im Kartenrahmen der amtlichen topographischen Karten enthalten sind. Die Größe dieses Quadrates muß so gewählt werden, daß sie der hexagonalen Bezugsfläche (Einzugsfläche F_E) nahekommt, zugleich aber handliche, geradzahlige Abmessungen besitzt. Tab. 21 zeigt das Ergebnis dieser Überlegungen, das in der Festlegung der *Bezugsquadrate* mit den Flächen F_Q und den Bezugsquadratkantenlängen $d_Q = 3, 4$ und 5 km besteht. Von einer Unterscheidung der maximalen Populationsabstände 3 km und 4 km wurde abgesehen. F_Q für den Populationsabstand 4 km ist daher um etwa 15% kleiner als F_E , in den übrigen Fällen

ist sie um etwa 15% größer. Dies liegt innerhalb des Toleranzbereiches eines nur auf grobe Näherung angelegten Verfahrens.

5.1.2. Komponenten und Gesamtausdruck der »Lokalen Gefährdungszahl«

Die Populationsausstattung lokalisierter Bezugsquadrate und die Bestandesverhältnisse im ganzen subregionalen Bezugsraum liefern die wesentlichen Grundlagen für die numerische Festlegung von Gefährdungskategorien. Die einzelnen Gefährdungsaspekte lassen sich dabei wie folgt quantifizieren:

a) die *Seltenheit* durch den Anteil »belegter« Quadrate an der Gesamtzahl der über das Gebiet gebreitete Bezugsquadrate

b) die *bestandesgrößenmäßige Repräsentanz* durch die mittlere Bestandesgröße pro Bezugsquadrat (Berechnung: Bestandesäquivalent-Gesamtsumme im Gebiet dividiert durch Bezugsquadratgesamtzahl)

c) die *Unvollständigkeit des genetischen Verbundsystems*, d. h. das Verhältnis zur minimalen rasterbezogenen Populationsausstattung, durch den Anteil von Bezugsquadraten, die mindestens 2 Bestandesäquivalente beinhalten¹ (»ausreichend belegte Quadrate«) an der Summe aus belegten Quadraten und aus nachweislich in den vergangenen 200 Jahren einmal belegten Quadraten (Summe aller Komponenten = »Arealquadrate«); zugleich Ausdruck für die Versehrtheit des subregionalen Areals

d) das Ausmaß einer *effektiven Sicherung* eines minimalen Stützpunktverbundes über Schutzmaßnahmen oder infolge primärer »Eingriffssicherheit?«: Durch die zweimalige Zählung von Beständen auf streng geschützten Flächen und durch die $1,5$ fache der eingriffssicher erscheinenden Vorkommen

e) die Fähigkeit, neu entstehende Biotopstrukturen zu kolonisieren und damit bis zu einem gewissen Grade »auszuweichen« durch den regional beobachtbaren Ausbreitungserfolg.

Die einzelnen Sippen unterscheiden sich stark in ihrem Vermögen, durch natürliche oder künstliche Einwirkungen neue entstandene Wuchsorte zu besiedeln. Kolonisationsfreudige Sippen haben reale Überlebenschancen auch in Sekundär- bzw. Ersatzbiotopen, streng ortsgebundene nicht; diese sind im allgemeinen als viel stärker gefährdet zu betrachten: Die Zerstörung der angestammten Lebensräume der hochempfindlichen Sippen bedeutet zwangsläufig den irreversiblen Populationstod. Sie gehören zur umfangreichen Gruppe jener Lebewesen, denen durch sog. Ausgleichsmaßnahmen oder Ersatzbiotopplanung nicht geholfen werden kann³.

1) entsprechend der Bezugszahlhöhe beim Ringsegment-Verfahren

2) Eingriffssicherheit soll hier auch bedeuten, daß keine natürlichen Ursachen - etwa Sukzessionstendenzen nach ausbleibender Nutzung - den Bestand gefährden können

3) vgl. den Artikel von MÜHLENBERG (1982) »Artenverlust - trotz ökologischer Planung?«

Tabelle 21:

Zuordnung quadratischer Bezugsflächen zu den maximalen Populationsabständen

Mittlere Reichweite der gentransferierenden Organe (km)	3	4	6	9
Bezugsdistanz d (km)	3	3,5	4	5
hexagonale Einzugsfläche F_E im homogenen Bezugsraster (km ²)	7,794	10,609	13,856	21,651
Kantenlänge von flächengleichem Quadrat = $\sqrt{F_E}$	2,792	3,257	3,722	4,653
- Rechenergebnis				
- Arbeitswert d_Q	3	3	4	5
quadratische Bezugsfläche F_Q (km ²)	9	9	16	25
Verhältnis $F_Q : F_E$	1,155	0,848	1,155	1,155

Ein anderer Aspekt, der mit dem *Kolonisationsvermögen* zu tun hat, betrifft mögliche Verzerrungen des Bewertungsergebnisses durch die Besiedlung *sekundärer Wuchsorte*: Hierdurch kann mitunter eine beträchtliche Ausdehnung des angestammten Lokalareals erfolgen, die sich zumindest im kleinräumigen Bezug in einer Verringerung des Seltenheitswertes niederschlägt. Da solche Sekundärvorkommen meist jedoch nur geringe Bestandesgrößen aufweisen, sinkt gleichzeitig der Verbundgrad; der diesem zugeordnete Teilwert wächst. Wegen des unterschiedlichen Charakters (exponentiell – linear; siehe Arbeitsanleitung) überwiegt der Einfluß des Verbundgrades in der Regel den der Seltenheit auf das Bewertungsgesamtergebnis; dieses wird also ungerechtfertigterweise höher, wenn eine Sippe ihr Areal durch sekundäre Splittersiedlungen erweitern konnte.

Eine Möglichkeit, dieser Überbewertung zu begegnen, bestünde darin, Kolonien mit sekundären, anthropogenen Standorten zumindest bei der Bewertung des Verbundgrades zu übergehen. Dabei ergäbe sich allerdings die Notwendigkeit einer starken Einschränkung des Begriffsinhaltes, etwa auf Abgrabungs- und Auffüllflächen, oder *Auffüllflächen* allein, denn auf diesen sind die massivsten »Florenverfälschungen« zu beobachten, insbesondere dann, wenn Material fremder Herkunft abgelagert bzw. angeschüttet wurde. Dies befriedigt aber dort nicht, wo solche anthropogenen Geländestrukturen (wie Abschnitte von Bahndämmen und Hochwasserdeichen) zu Refugien der Streuland- und Halbtrockenrasenflora ihres Umlandes geworden sind. Entscheidend als der Wuchsortcharakter wäre daher vielmehr die Frage, ob die sekundäre Pflanzensiedlung im oder außerhalb des traditionellen Lokalareals liegt. Darauf kann aber zumindest bei Bezugsräumen von der Größe der Bezugsquadrate angesichts der eingetretenen Landschaftsveränderungen nicht immer eine schlüssige Antwort gegeben werden, so etwa im Falle von *Liparis loeselii* (vgl. Ausweis von Sekundärvorkommen auf der Bestandeskarte Abb. 78 und dem Hilfskärtchen der Abb. 44).

Als Ausweg, der auch die Arbeit mit standörtlich nicht differenzierenden Bestandeskarten zuläßt, bietet sich eine pauschale, empirische Bewertung des Kolonisationsvermögens mit negativem Vorzeichen an, da es ja ursächlich mit der Fähigkeit zur synanthropen Arealvergrößerung zusammenhängt. Über die Bewertungs-komponente »Kolonisationsvermögen« kann also nicht nur einer gewissen Mobilität und Manipulierbarkeit des Populations-spektrums Rechnung getragen werden, sondern auch eine Verzerrung des Bewertungsergebnisses durch einen rechnerisch niedrigeren Verbundgrad zumindest teilweise ausgeglichen werden.

Die Diasporenreichweite ist nur einer von mehreren Faktoren, die das Kolonisationsvermögen bestimmen. Die dominierende Rolle spielt dabei die standörtliche Eignung der neu entstandenen Flächen. Diffizile Standortansprüche vieler Sippen haben selbst im subregionalen Maßstab und bei wirksamen Ausbreitungsmitteln anscheinend völlig unbewegliche Arealgrenzen zur Folge (z. B. bei den Ornithochoren *Lonicera nigra* oder *Taxus baccata* im In-Chiemsee-Hügelland). Besonders gering sind die Chancen, auf Neuland erfolgreich Fuß zu fassen für Sippen, die »in der Natur« bestimmte standörtliche Gradienten oder dynamisch wechselnde Standortverhältnisse benötigen (z. B. *Typha minima*).

Nach den beobachtbaren Kolonisationsresultaten während der letzten Jahrzehnte lassen sich die Pflanzen gruppieren in

-) *Wuchsortgebundene* (Kennzeichen KO): Auch innerhalb des bewohnten Biotops keine nennenswerten Ortsverlagerungen; vielfach Schrumpfungstendenzen. Beispiele: *Juncus stygius*, *Carex heleonastes*
-) *Biotopgebundene* (Kennzeichen KI): In der Regel keine Besiedlung neu entstandener Lebensräume, jedoch gewisse Mobilität innerhalb der angestammten Biotope. Beispiele: *Carex limosa*, *Pinus rotundata*
-) *Kolonisationsfähige*, die unterteilt werden können in
 -) Akzidentelle Kolonisten
 -) durch \pm fehlendes Standortangebot und geringe Diasporenreichweite \pm ortgebundene Sippen. Beschränkte Besiedlung von Ersatzbiotopen, wenn überhaupt, nur durch gezielte standörtliche Präparation und Einbürgerung zu ermöglichen (Kennzeichen K 2). Beispiele: *Teucrium scorodonia*, *Primula farinosa*
 -) durch fehlendes Standortangebot beschränkte Fernverbreiter (oft ausgesprochene Pionierpflanzen), die entweder
 - an neu entstehende Pionierstandorte gebunden sind (Kennzeichen K 3, z. B. *Typha minima*, *Myricaria germanica*)
 - oder ihren Schwerpunkt in stabilisierten Lebensgemeinschaften haben (Kennzeichen K 4, z. B. *Liparis loeselii*)
 -) durch geringe Diasporenreichweite beschränkte

Sippen, die standörtlich entsprechende neue Lebensräume vorfinden könnten. (Kennzeichen K 5). Hilfe durch Diasporentransfer möglich. Beispiele: *Sedum sexangulare*, *Helianthemum nummularium*, *Thymus pulegioides*

---) Erfolgreiche Fernverbreiter (Kennzeichen K 6): Wirksame Diasporen-Fernverbreitungsmittel und standörtlich zusagendes Wuchsortangebot treffen zusammen. Beispiele: *Hieracium piloselloides*, *Cyperus fuscus*, *Eriophorum vaginatum* (Torfstiche).

Erprobt wurde weiterhin das Kriterium »Bestandesgrößen-spektrum«. Hierfür wurden die allgemeinen Bestandesgrößenklassen I bis III sowie V und VI zusammengefaßt. Bewertet wurden die anzahl- und mengenmäßigen Anteile der drei resultierenden Bestandesgrößen-gruppen. Die Ergebnisse verstärkten meist nur den Trend der Wertkomponente »Mittlere Bestandesgröße«. Da die Ermittlung des Bestandesgrößen-spektrums zudem recht aufwendig ist, bleibt es besser unberücksichtigt.

Die Angaben für die Beurteilung der Eigenschaften a) bis d) lassen sich der floristischen Bestandeskarte entnehmen; ihre Ausprägung wird unmittelbar durch numerische Daten erfaßt. – Anstelle einer wertmäßigen Gewichtung der Teilergebnisse erst vor ihrer Verschmelzung zu einem Gesamtwert soll hier ein akzeptables Wertverhältnis gleich durch die Zuordnung angemessener Punktskalen erfolgen. Dadurch wird es eher möglich, unnötigen Zahlenballast abzustreifen.

Die Eigenschaften c) und d) ergeben zusammen einen Teilwert (»Verbundwert«). Sein Betrag ist Null, wenn in den Bezugsquadraten, in denen aus früherer Zeit Vorkommen bekannt sind, auch gegenwärtig welche vorhanden sind, und wenn in jedem Bezugsquadrat mindestens zwei mindestens mittelgroße Bestände ausgewiesen werden. Dasselbe Resultat wird erhalten, wenn in jedem Bezugsquadrat mindestens 1 mittelgroßer, aber effektiv geschützter Bestand vorhanden ist. – Einander verwandt sind auch die Aspekte a) und b) (Seltenheit und mittlere Bestandesgröße). Sie sollten untereinander als gleichwertig betrachtet und zusammen (als *Repräsentanzwert*) ebenso viel zum Gesamtwert beisteuern können, wie der Verbundwert. Ein hohes Kolonisationsvermögen schließlich (Komponente e) vermag geringe rezente Häufigkeit und kleine Bestandesgrößenmittel potentiell teilweise auszugleichen. Sein Betrag wird daher niedriger sein müssen, als der des Repräsentanzwertes, aber mit negativem Vorzeichen zu versehen sein (s. o.).

Konkret werden folgende Maximalpunktzahlen vergeben:

- Verbundwert (korrekter: verbundbezogener Wert) 9 Punkte
- Repräsentanzwert 9 Punkte (je 4,5 Punkte für Seltenheits- und Bestandesgrößenmittel-Wert)
- Kolonisationsvermögen minus 2 Punkte.

Die einzelnen Skalen werden im folgenden Abschnitt explizit angegeben. Gegenstand der Bewertung können nur »artenschutzrelevante Sippen« sein (Tab. 19). Der numerische Gesamtausdruck für die lokale Artenschutzrelevanz, die »Lokale Gefährdungszahl«, kann maximal 18 Punkt erreichen.

Nach dem erzielten Punktwert lassen sich wie bei der Ermittlung abgeleiteter Gefährdungsstufen (Abschnitt 4.1.3.) und unter Verwendung derselben Relativwert-Intervalle »Lokale Gefährdungsstufen« zuordnen (Tab. 22). Damit können *lokale Gefährdungslisten* für den praktischen Gebrauch erstellt werden. Diese sollten für alle zu betrachtenden Sippen neben der Gefährdungsstufen-Angabe die Punktsumme

(Lokale Gefährdungszahl) und die einzelnen Teilwerte enthalten. In weiteren Spalten sollten die Gefährdungsstufe der Roten Bezirks- oder ersatzweise Landesliste und der diesen zugeteilte Gefährdungswert aufgeführt werden (Abschnitt 4.1.5.).

Solche Gefährdungslisten können den lokalen Gegebenheiten voll gerecht werden. Die in der starren geographischen Fixierung und der Enge des Bezugsraums sowie der stark pauschalierenden Vorgehensweise begründeten Mängel dürfen allerdings nicht übersehen werden. Immerhin lassen sich in Gebieten ab etwa 250 km² Größe (mindestens 10 Bezugsquadrate) recht brauchbare Resultate erhalten.

Als Pendant zu den Roten Regierungsbezirks- bzw. Landeslisten ermöglichen die lokalen Gefährdungslisten eine aktuelle, ortsspezifische Beurteilung der Artenschutzrelevanz subregionaler Floren (prozentuales Gefährdungsspektrum). Ein weiterer *Anwendungsbereich* ist die rasche, näherungsweise Beurteilung des Artenschutzwertes von Pflanzenbeständen.

5.1.3. Arbeitsanleitung und Beispiele

A. Vorarbeiten

1) Vorbereitung einer Tabellen-Kopfleiste nach dem Muster der Tab. 23.

2) Die *Kartengrundlage* für die Ermittlung lokaler Gefährdungszahlen bildet die durch die Grenzen des Bezugsraumes ergänzte Bestandeskarte. Wo Naturdenkmalflächen oder Naturschutzgebiete vorkommen, ist die Stützpunktkarte nützlich. Wo sie fehlt, sollten die effektiv geschützten bzw. eingriffssicheren Vorkommen auf der Bestandeskarte markiert werden. – Das Verfahren ist auf den Zeichenmaßstab 1:200 000 normiert. Bei Bestandeskarten größeren Maßstabes müssen die Punkt-Auflösungsverhältnisse dem Maßstab 1:200 000 entsprechend reduziert werden (Herstellung von »Bezugssignaturen«; Abschnitt 2.2.2.3.)

Für das Beispiel, das die Vorgehensweise illustrieren soll, wird die Standard-Bestandeskarte S 100 verwendet (Abb. 41). Abbildung 42 zeigt die daraus abgeleitete Bezugssignatur-Karte mit Kennzeichnung der ausreichend geschützten Bestände. Als *Gebietsgrenze* wurde willkürlich ein Kreis mit einem Radius von 10 km festgelegt.

3) Zuordnung der sippenspezifischen mittleren Reichweite gentransferierender Organe und damit der Bezugsdistanz (Abschnitt 2.2.2.2.). Auswahl der zugehörigen transparenten Quadratgitterschablone (Tab. 21). Auflegen der Schablone auf die Bestandeskarte. Dafür gelten folgende *Anlegeregeln*: Das Gitter, dem 3 km Quadratantenlänge entsprechen, ist so anzulegen, daß es sich mit Koordinaten des Gauß-Krüger-Gitters deckt, deren Lagewert durch 3 teilbar ist (d. h. Quersumme durch drei teilbar). Das 4 km-Gitter muß mit Gitterlinien zur Deckung gebracht werden, deren Koordinaten durch 4 teilbar sind (die letzten beiden Stellen ohne Rest durch 4 teilbar), sinngemäß wird mit der 5 km-Schablone verfahren (Lagewert durch 5 teilbar).

Laserpitium prutenicum ist entomophil und besitzt anemochore Früchte, die höchstens über einige 10 m verblasen werden (Kurzstrecken-Flügelstieger). Danach wird ihm eine mittlere Reichweite gentransferierender Organe von 3 km und eine ebenso hohe Bezugsdistanz zugeordnet. Die Quadratgitterschablone für den Maßstab 1:100 000 mit der Quadratantenlänge von 3 cm wird nun so auf die modifizierte Bestandeskarte (Bezugssignatur-Karte) gelegt, daß eine Schablonengitterlinie die Markierung der Ordinate mit der Kennziffer 4500 im oberen und unteren Kartenrahmen trifft und eine horizontale Linie, mit der Abszisse Nr. 53 01 im Gauß-Krüger-System zusammenfällt (rechter Kartenrand!). Damit ist auch die Deckung mit allen anderen Koordinaten mit durch drei teilbaren Nummern hergestellt. – In der Bezugssignatur-Karte der Abb. 42 wurde zur Veranschaulichung das Minutenfeldgitter durch das 3 km-Quadratraster in der vorgeschriebenen Lage ersetzt.

B. Datensammlung¹

4) Ermittlung der grundfeldbezogenen Daten (Grundlage: Hilfskärtchen, s. u.)

a) Skizzierung eines Hilfskärtchens (Abb. 43), das die Quadrate des Bezugsgebietes erkennen läßt. Es sind dies alle ganz oder überwiegend zu diesem Gebiet gehörenden Quadrate und von den übrigen diejenigen, die ein zum Gebiet gehörendes Vorkommen der Sippe enthalten. Signaturen, durch deren Zentrum eine Gitterlinie verläuft, werden in jeweils halber Größe den Nachbarquadraten zugerechnet.

b) Kennzeichnung der Bezugsquadrat-Belegung: – Kennzeichnung aller Quadrate, die »ausreichend belegt« sind, d. h. die mindestens zwei Bestandesäquivalente aufweisen. Effektiv geschützte Vorkommen werden dabei zweimal, eingriffssicher erscheinende 1,5mal gezählt, ältere Ansaubungen 0,5 mal, jüngere gar nicht.

– Kennzeichnung der Quadrate, die »unzureichend belegt« sind (Bestandesäquivalent-Summe < 2, aber > 0)

– Kennzeichnung der Quadrate, für die nur ältere, nicht mehr bestätigte Meldungen vorliegen.

Die drei Sorten gekennzeichnete Bezugsquadrate ergeben zusammen die »Arealquadrate«. – Quadrate mit effektiv geschützten bzw. eingriffssicher erscheinenden Beständen sollten zusätzlich gekennzeichnet werden.

c) Auszählen der Bezugsquadrate insgesamt, der ausreichend belegten, der unzureichend belegten sowie jener mit nicht mehr bestätigten Nachweisen. Eintragen der Ergebnisse in Tabelle vom Typ der Tab. 23.

Bei unserem Beispiel ergeben sich gemäß Abb. 43 folgende Zahlen: Quadratgesamtzahl 37, »belegte« Quadrate 17, »ausreichend belegt« Quadrate 9.

C. Datenverrechnung

5) Verrechnung quadratbezogener Werte

a) Quotient belegte Quadrate / Quadratgesamtzahl = Maß für die Seltenheit (Spalte 3 b von Tab. 23).

b) Quotient »ausreichend belegte« Quadrate dividiert durch die Summe aus aktuell und nur früher belegten Quadranten (Arealquadrate; Ausdruck für die Größe des subregionalen Arealabschnitts). Ergebnis: Zahl für die Vollständigkeit des genetischen Verbundsystems = »*Verbundgrad*« (Spalte 3a).

Beispiel *Laserpitium prutenicum*: a) $17 / 37 = 0,46$; b) $9 / 17 = 0,53$

6) Verrechnung der Bestandesgrößenwerte

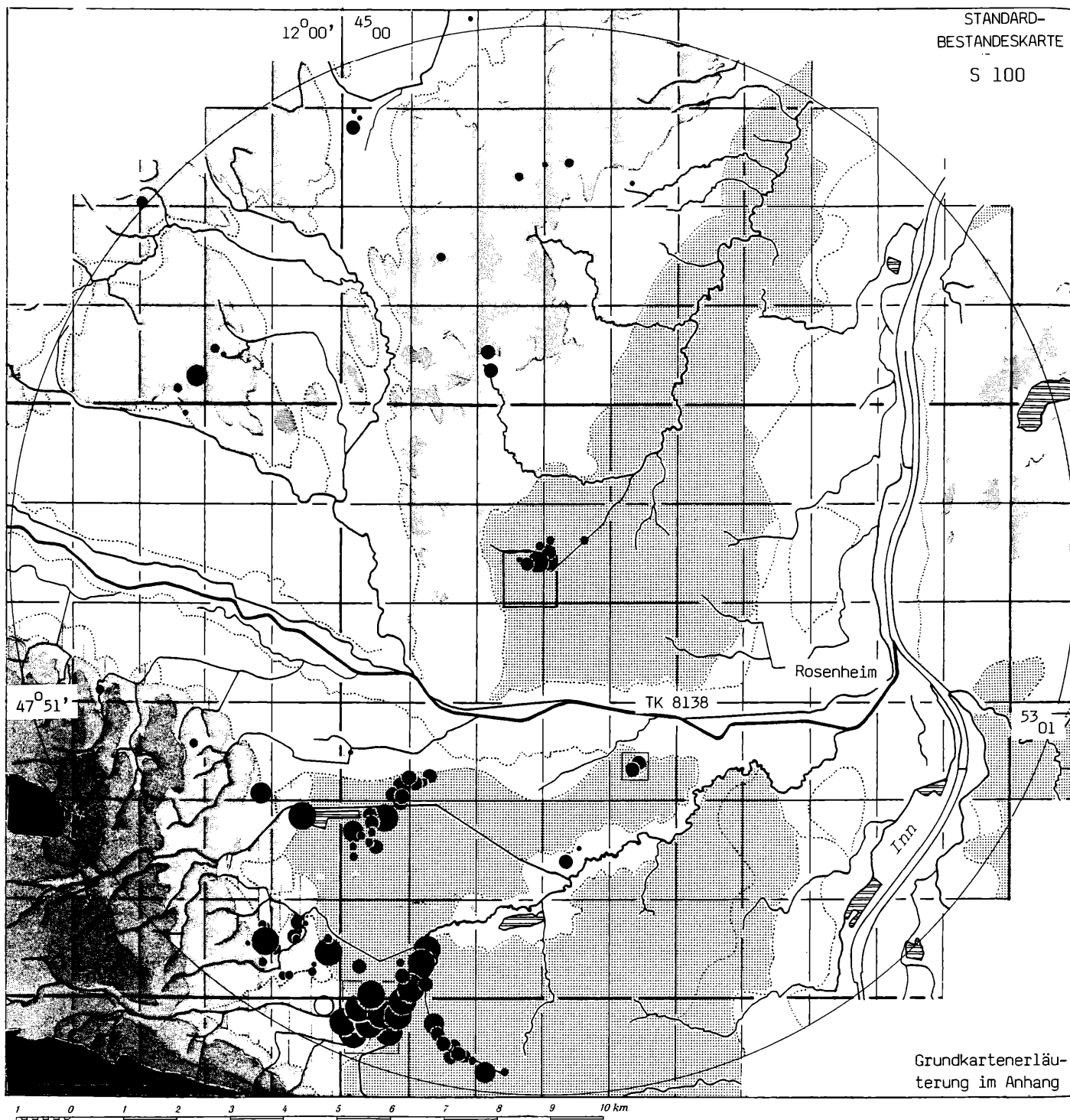
a) Umrechnung der Bestände verschiedener Größenklassen auf Bestandesäquivalente (Größenklasse IV). Dafür sind die *Bestandesgrößenfaktoren* zu verwenden: Größenklasse I: 0,05; II: 0,2; III: 0,5; 4: 1; 5: 2,5; 6: 3.

b) Addition sämtlicher Bestandesgrößenäquivalente des Bezugsraumes. Dabei Doppelzählung effektiv geschützter, 1,5fache Zählung eingriffssicher erscheinender Vorkommen. Division der Summe durch die Quadratgesamtzahl. Ergebnis: *Mittlere Bestandesgröße* pro Quadrat (Tab. 23, Spalte 3 c).

1) Die mögliche Anwendung der Stützpunktkarte wird hier nicht berücksichtigt.

Fußnote zu Abb. 43:

*) Geschützte Bestände kommen in drei Quadraten vor, zwei davon betreffen das Naturschutzgebiet Auer-Weidmoos, eines das flächenhafte Naturdenkmal Egelsee-Moos (Gemeinde Kolbermoor). *Laserpitium prutenicum* besiedelt im Gebiet ausschließlich Halbkulturformationen (Streuland). Eingriffssicherheit ist damit nur in Schutzgebieten gewährleistet, in welchen regelmäßige Pflegemaßnahmen durchgeführt werden.



Nachweis 1980 - 1983 (Skala Z₁):

1 - 9 Pflanzen

10 - 49 über $\geq 10 \text{ m}^2$ verteilte Pflanzen

● 50 - 99 über $\geq 50 \text{ m}^2$ verteilte Pflanzen

○ Erlöschene Vorkommen: 1981 vernichtet

◻ Vorkommen auf effektiv geschützter Fläche

● 100 - 999 über $\geq 100 \text{ m}^2$ verteilte Pflanzen

● 1000 - 1999

● über $\geq 1000 \text{ m}^2$ verteilte Pflanzen

● ≥ 2000

Abbildung 41:

LASERPITTIUM PRUTENICUM L. (Wuchsformtyp 2.2.2c; entomophil; Kurzstrecken-Flügelflieger *Ane fl-k*): Bestandesverhältnisse im westlichen Rosenheimer Raum.

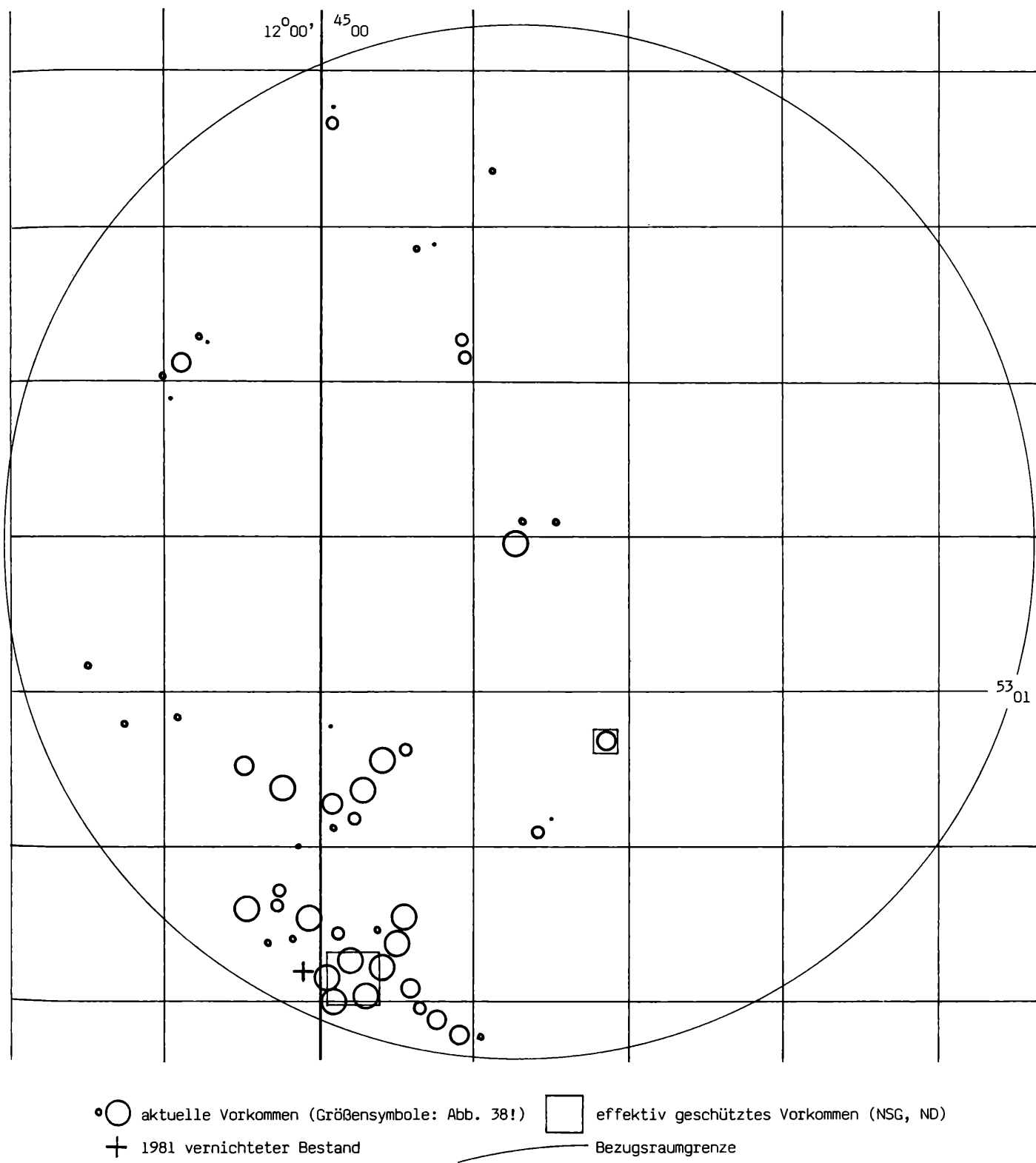
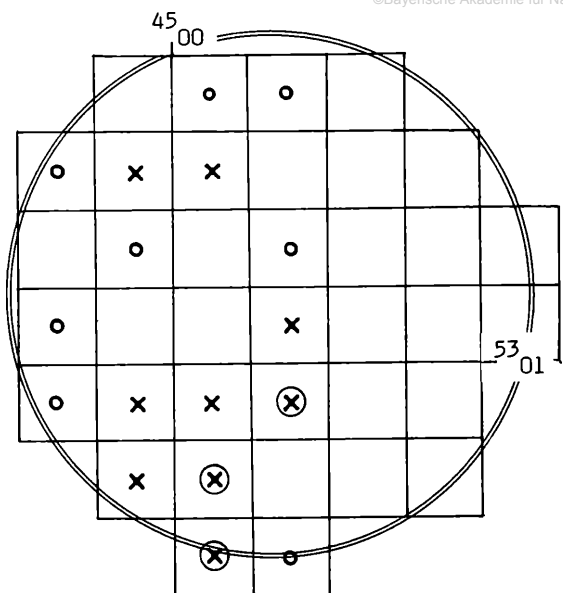


Abbildung 42:

LASERPITIUM PRUTENICUM L.: Aus Abb. 41 abgeleitete **Bezugsnaturkarte** mit lagerichtig eingetragem Quadratgitter von 3 km Kantenlänge



- Bezugsraumgrenze
- Bezugsquadrat
- "unzureichend belegtes" Quadrat (< 2 Bestandesäquivalente)
- "ausreichend belegtes" Quadrat (>= 2 Bestandesäquivalente)
- Quadrat mit geschütztem Bestand*

Abbildung 43:

Hilfskärtchen zum Beispiel von *Laserpitium prutenicum* (nach Karte Abb. 42; Quadratkantenlänge real 3 km). *) Fußnote S. 87

Im Beispiel errechnen sich mittels der Bestandesgrößenfaktoren für die Größenklasse

	I	II	III	IV	V	VI	I - VI
Die Bestandesäquivalente							
- ungeschützt	1	3	0	10	15	24	
- geschützt	0	0	0	0	5	30	
- insgesamt	3	3	0	10	20	54	88

Die mittlere Bestandesgröße beträgt somit $88 : 37 = 2,38$ Bestandesäquivalente.

7) Bestimmung des *Kolonisationsvermögens*. Für die in Abschnitt 5.1.2., Punkt e, ausgeschiedenen

Typen werden die dort angegebenen Kennzeichen verwendet (Spalte 4 von Tab. 23).

Laserpitium prutenicum ist ein Kurzstreckenverbreiter, der nur selten und nur in geringen Mengen in der jüngeren Vergangenheit auf neu entstandene Wuchsorte übergriff (fast ausnahmslos alte, befestigte Fahrwege in Hochmoorgebieten): Kennzeichen K 2 für das Kolonisationsvermögen.

D. Bewertung der Teilaspekte

Zuordnung von Wertskalen nach den in Abschnitt 4.1.3. niedergelegten Grundsätzen. In Klammern sind die Spaltennummern der Tab. 23 angegeben.

I) Verbundgrad (lineare Skala)

Anteil ausreichend belegter Quadrate an den Arealquadraten (3a; von - bis)	<0,028	0,028	0,083	0,139	0,194	0,250	0,306	0,361	0,417	
verbundbezogener Wert	9	8,5	8	7,5	7	6,5	6	5,5	5	
Anteil ausreichend belegter Quadrate an den Arealquadraten (3a; von - bis)	0,472	0,528	0,583	0,639	0,694	0,750	0,806	0,861	0,917	$\geq 0,972$
verbundbezogener Wert	4,5	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0

II) Repräsentanzwert (exponentielle Skalen gemäß der Funktion $y = 10^{x-1}$)

a) Seltenheitswert

Anteil belegter Quadrate an der Quadratgesamtzahl (Spalte 3b; von - bis)	<0,020	0,020	0,070	0,125	0,185	0,260	0,345	0,455	0,600	$\geq 0,900$
Seltenheitswert	4,5	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0

b) Gefährdungs-Teilwert infolge geringer *mittlerer Bestandesgröße*

Anzahl Bestandesäquivalente pro Bezugsquadrat (Spalte 3c; von - bis)	<0,040	0,040	0,140	0,250	0,370	0,520	0,690	0,910	1,200	$\geq 1,800$
bestandesgrößenbezogener Wert	4,5	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0

III) *Kolonisationsvermögen*

Kennzeichen (Spalte 4)		K0	K1	K2	K3	K4	K5	K6
Kompensationspunkte (negativ)		0	0	-0,25	-0,5	-0,5	-0,5	-2,0

Für *Laserpitium prutenicum* ergeben sich folgende Werte:

	Betrag der Meßgröße	Skalenwertzahl
Verbundgrad	0,53	4
Seltenheit	0,46	1
mittlere Bestandesgröße	2,38	0
Kolonisationsvermögen	K2	-0,25
Endergebnis (Lokale Gefährdungszahl)		4,75 Punkte.

E. Zuordnung von Gefährdungsstufen

Die Wertziffern für die einzelnen Gefährdungsaspekte ergeben addiert die **Lokale Gefährdungszahl**, (maximal 18 Punkte). Nach ihrer Höhe können unter Berücksichtigung der den Gefährdungsstufen der Roten Landesliste zugeteilten Relativwert-Intervalle (Tab. 16) die in Tab. 22 aufgeführten Gefährdungsstufen ermittelt werden.

Laserpitium prutenicum ist demnach mit einer Punktzahl von 4,75 lokal nur bedingt gefährdet, während ihm auf der bayerischen Roten Liste starke Gefährdung bescheinigt wird. Diese Diskrepanz beruht darauf, daß der ausgewählte Bezugsraum sich weitgehend mit einem der wenigen bayerischen Teilareale deckt. Sie zeigt, wie notwendig es ist, neben dem lokalen Gefährdungsausdruck die überregionalen Verhältnisse gleichgewichtig zu beachten.

Weitere Beispiele für denselben Bezugsraum sind in den Tabellen 23 (Datensammlung und -verrechnung) und 34 (Bewertung) aufgelistet. Neben den zugrunde-

Tabelle 22:

Lokale Gefährdungszahl und Gefährdungsstufen

Lokale Gefährdungszahl ¹⁾		Lokale Gefährdungsstufe	
[0;	1,8[-	lokal artenschutzrelevant
[1,8;	5,4[5	lokal bedingt gefährdet
[5,4;	8,55[4	lokal schwach gefährdet
[8,55;	11,25[4-3	lokal mäßig gefährdet
[11,25;	13,5[3	lokal gefährdet
[13,5;	15,3[3-2	lokal mäßig stark gefährdet
[15,3;	16,65[2	lokal stark gefährdet
[16,65;	17,55[2-1	lokal sehr stark gefährdet
≥	17,55	1	lokal vom Aussterben bedroht

¹⁾ Intervallschreibweise: linker Wert ein-, rechtsstehender ausgeschlossen

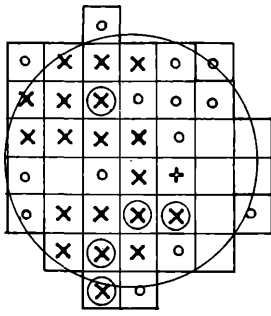
Tabelle 23:

Beispiel für Sammlung und Verrechnung der Daten zur Ermittlung Lokaler Artenschutzwerte. - Bezugsraum: Kreisfläche mit 10 km-Radius um die Niedermoorlandschaft in der Aschach, Gemeinde Bad Aibling (Koordinaten R 45 03 740 H 53 03 850). Die Bezugsraumgrenze wurde in die zugrundeliegenden Bestandeskarten eingezeichnet.

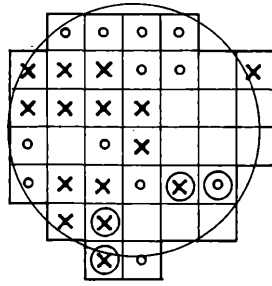
Kartengrundlage Abb. ...	Bezugsquadrat-Kantenlänge (km)	Datensammlung										Rechenergebnisse				
		Anzahl Quadrate				Bestandesgrößenverhältnisse						Verbundgrad (1d (1b+1c))	Seltenheitsgrad (1c 1a)	mittlere Bestandesgröße (2 1a)	Kolonisationsvermögen	
		Bezugsraum insges. mit nicht mehr beständigen Nachweisen	mit aktuellen Vorkommen	mit "ausreichender Belegung"	Größenklassen											
					I	II	III	IV	V	VI	I-VI					
1a	1b	1c	1d							2	3a	3b	3c	4		
<i>Laserpitium prutenicum</i>	41 3	37		17	9	Z: 10	15	0	10	77	13		0,53	0,46	2,38	K2
						G: 1	3	0	10	<u>20</u>	<u>54</u>	88				
<i>Selinum carvifolia</i>	90 3	41	1	33	19	Z: 96	113	4	43	14	18		0,56	0,80	4,05	K2/ K5
						G: 9,6	22,6	2	<u>43</u>	35	<u>54</u>	166,2				
<i>Serratula tinctoria</i>	91 3	38		27	15	Z: 27	32	5	26	6	8		0,56	0,71	2,16	K2/ K4
						G: 2,7	6,4	2,5	<u>29</u>	<u>17,5</u>	24	82,1				
<i>Juncus subnodulosus</i>	77 5	13		8	3	Z: 10	5	0	7	1	1		0,38	0,62	1,42	K2/ K5
						G: 1,9	1	0	7	2,5	<u>6</u>	18,4				
<i>Dianthus superbus</i>	67 3	35		12	1	Z: 11	20	3	5	0	0		0,08	0,34	0,33	K2/ K5
						G: 1,1	4	1,5	5	0	0	11,6				
<i>Arnica montana</i>	56 3	36	3	18	2	Z: 27	11	6	5	0	0		0,10	0,50	0,36	K4
						G: 2,7	2,2	3	5	0	0	12,9				
<i>Liparis loeselii</i>	78 3	37	1	10	1	Z: 7	6	3	1	0	0		0,09	0,27	0,18	K4
						G: <u>0,9</u>	<u>2,1</u>	<u>2</u>	<u>1,5</u>	0	0	6,5				
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> **	3	35		2	0	Z: 1	0	0	1	0	0		0	0,06	0,03	K1
						G: 0,1	0	0	1	0	0	1,1				
<i>Teucrium scorodonia</i>	45 3	35		2	0	Z: 3	0	0	0	0	0		0	0,06	0,01	K2
						G: 0,3	0	0	0	0	0	0,3				
<i>Galanthus nivalis</i>	23 3	35	4	3		Z: 3	11	0	1	0	4		0,75	0,11	0,53	K5
						G: 0,3	2,2	0	1	0	<u>15</u>	18,5				

*) Zahl der Bestandesäquivalente einfach unterstrichen: eingriffssichere Vorkommen dieser Größenklasse beteiligt
 Zahl der Bestandesäquivalente doppelt unterstrichen: effektiv geschützte Vorkommen beteiligt

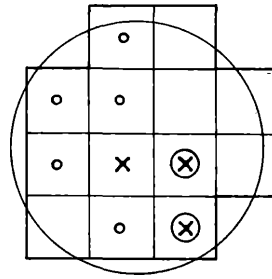
***) *Hydrocotyle vulgaris*: Aktuell in der Aschach, Gemeinde Bad Aibling, TK 8138/1, R 45 03 800 H 53 03 880 (Gr. Kl. IV) und im Aisinger Moos, Stadt Rosenheim, TK 8138/4, R 45 08 730 H 52 98 860 sowie R 45 08 650 H 52 98 830 (beide Gr. Kl. I). Ca. 1970 vernichtet wurde ein Bestand westlich bei der Aisinger Mühle, Stadt Rosenheim, TK 8138/4, R 45 08 200 H 52 99 520.



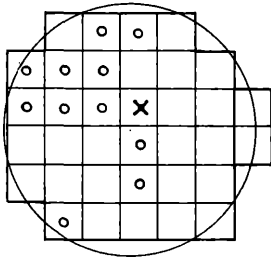
Selinum carvifolia



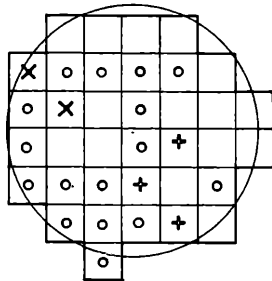
Serratula tinctoria



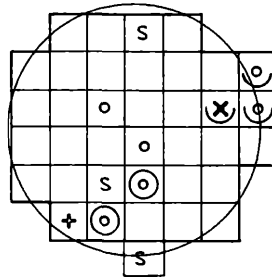
Juncus subnodulosus



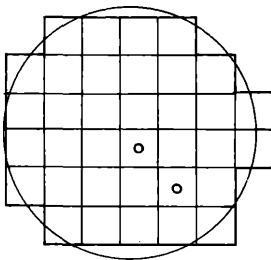
Dianthus superbus



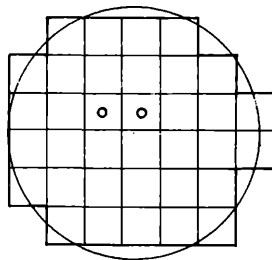
Arnica montana



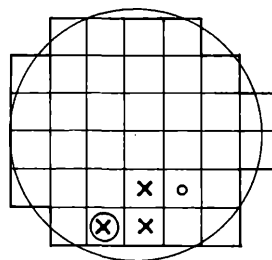
Liparis loeselii



Hydrocotyle vulgaris



Teucrium scorodonia



Galanthus nivalis

Bezugsraumgrenze

Bezugsquadrat

nur Kleinvorkommen
mit sekundärem Wuchsort

"unzureichend belegtes" Quadrat
(< 2 Bestandesäquivalente)

"ausreichend belegtes" Quadrat

Vorkommen erloschen

Quadrat mit geschütztem Vor-
kommen

Quadrat mit eingriffssiche-
rem Vorkommen

Abbildung 44:

Hilfskärtchen für die Ermittlung bezugsquadratweiser Daten zur Berechnung lokaler Sippen-Gefährungsgrade. - Die Abbildungsnummern der zugrunde liegende Bestandeskarten sind Tab. 23 zu entnehmen.

Tabelle 24:

Beispiele für lokale Gefährdungsstufen (Bewertung der Rechenergebnisse aus Tab. 23)

Sippe	verbund- bezogener Wert	Selten- heits- wert	Bestandes- größen- wert	Kolonisa- tions- vermögen	Lokale Ge- fährdungs- zahl	Gefährdungsstufe lokal	RLB*
<i>Laserpittium prutenicum</i>	4	1	0	0,25	4,75	5	2
<i>Selinum carvifolia</i>	4	0,5	0	-0,35	4,15	5	
<i>Serratula tinctoria</i>	4	0,5	0	-0,35	4,15	5	
<i>Juncus subnodulosus</i>	5,5	0,5	0,5	-0,35	6,15	4	
<i>Dianthus superbus s. str.</i>	8,5	2	3	-0,35	13,15	3	3
<i>Arnica montana</i>	8	1	3	-0,5	11,5	3	3
<i>Liparis loeselii</i>	8	2	3,5	-0,5	13	3	2
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	9	4	4,5	0	17,5	2-1	2
<i>Teucrium scorodonia</i>	9	4	4,5	-0,25	17,25	2-1	
<i>Galanthus nivalis</i>	2	3,5	2	-0,5	7,0	4	3

*) Bayerische Rote Liste, Entwurf von SCHÖNFELDER 1984

liegenden Bestandeskarten (Abbildungsnummer in Tab. 23) wurden die Hilfskärtchen zusammengestellt (Abb. 44). – U. a. zeigt sich folgendes:

– Alle Sippenbeispiele mit ausgedehntem subregionalem Areal (und darüber hinaus wohl alle artenschutzrelevanten Sippen des Bezugsraumes) sind im Vergleich mit dem determinierten Grundraster gebietsweise bereits erheblich unterrepräsentiert; die Komponente »Verbundgrad« liefert regelmäßig einen entsprechenden Wertbeitrag.

– Ebenso haben alle betrachteten Sippen in der Landschaft unserer Tage kaum Möglichkeiten, Kolonien zu bilden (»Kolonisationsvermögen«). Eng damit hängt die mehr oder weniger fortgeschrittene Ausbildung ihrer Reliktnatur zusammen.

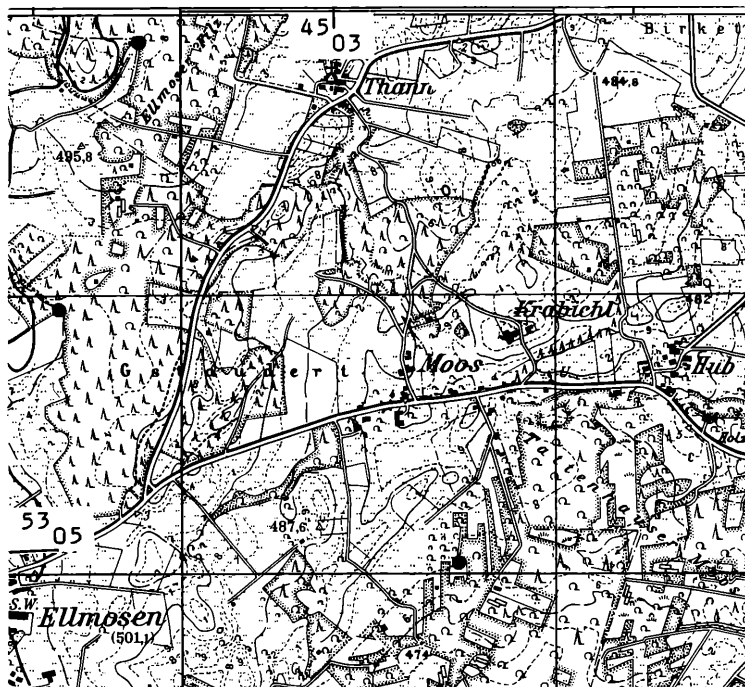
– Die Wertzahlen für die mittlere Bestandesgröße

und die Seltenheit ergänzen einander in sinnvoller Weise zu einem (nicht explizit dargestellten) aussagekräftigen Repräsentanzwert (vgl. z. B. die beiden Spalten bei *Arnica*, *Liparis* und *Galanthus*).

– Die lokale Bestandessituation wirkt sich über die gewählten Parameter in gewünschtem Umfang auf das Bewertungsergebnis aus (vgl. *Teucrium*).

– Die Höhe der lokalen Gefährdungsstufen steht in einer vernünftigen Relation zu jener der Roten Landesliste.

Das Verfahren zur numerischen Ermittlung Lokaler Gefährdungsstufen läßt sich ohne Änderungen mit Hilfe der elektronischen Datenverarbeitung abwickeln. Zweckmäßig ist es dafür – wie in Abschnitt 2.4. beschrieben – die Bestandesangaben auf 1 km²-Felder des Gauß-Krüger-Gitters zu beziehen.



- Vorkommen mit ≤ 5 m² besiedelte Fläche

(Wuchsformtyp 5.2.3.b, Skala F_A'; entomophil, anemochor: anebal)

Kartengrundlage: Topographische Karte 1:25 000 Blatt 8138 Rosenheim. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 10189/84

Abbildung 45:

TEUCRIUM SCORODONIA L.: Arealinsel bei Ellmosen, Gemeinde Bad Aibling. Die Pflanze besitzt nur 3 Reliktorkommen in Waldsäumen von Moorrändern. Bestandesaufnahme 1980.

5.2. Vereinfachtes, EDV-gemäßes Bewertungsverfahren für Pflanzenbestände

Verfahren zur Bewertung von Pflanzenbeständen müssen wenigstens ansatzweise der Komplexität und Variabilität der biologischen Sachverhalte gerecht werden; sie dürfen nicht zu sehr simplifizieren. Mit abnehmender Zahl der berücksichtigten Kriterien und der Differenziertheit ihrer Bewertung wächst i. a. die Verzerrungsspanne des Gesamtwertes. Mit der Methode zur Ermittlung Lokaler Gefährdungszahlen wurde ein Weg eingeschlagen, der nur geringer Veränderung bedarf, um ein bis an die Grenzen des gerade noch Tragbaren vereinfachtes Verfahren zur Bewertung konkreter Pflanzenbestände zu ergeben. Es beruht wie das oben genannte Verfahren auf der bezugsquadratweisen Analyse der Pflanzenbestände eines überschaubaren Gebietes, das aber auf ein Minimum verkleinert wurde und für das Größe und Gestalt einheitlich festgelegt wurden. Dieses Verfahren bietet eine praktikable, für den EDV-Einsatz geeignete Alternative zum aufwendigen Ringsegment-Bewertungsverfahren.

5.2.1. Überblick

Bewertungsobjekt des Bezugsquadrat-Verfahrens ist primär nicht ein einzelner Bestand, sondern ein Quadrat, das von 1 km-Koordinaten des Gauß-Krüger-Gitters begrenzt wird. Inwieweit in diesem 1 km²-Quadrat Pflanzenbestände vorhanden sind, spielt zunächst keine Rolle. Als *zentrales 1 km²-Feld* steht es im Mittelpunkt (bei einer Bezugsquadratantenlänge von 4 km neben dem Mittelpunkt) einer Bezugsfläche von 10 km Radius. Ihr Begrenzungskreis wird durch eine Umfangslinie ersetzt, die aus den Außenkanten jener 1 km² großen Gauß-Krüger-Gitterquadrate besteht, die ganz oder überwiegend Bestandteil der zugrundeliegenden Kreisfläche wären. Insgesamt gehören der Bezugskreisfläche neben dem zentralen Feld 312 1 km²-Quadrate an. Diese kleinen Quadrate werden soweit möglich gruppenweise zu Bezugsquadraten mit den von den Lokalen Gefährdungszahlen her bekannten Abmessungen zusammengefaßt (Kantenlänge $d_q = 3$ km, 4 km oder 5 km). Eines dieser Quadrate wird um das zentrale 1 km²-Feld errichtet. Die in der Kreisflächenperipherie befindlichen 1 km²-Felder werden zu regelmäßigen Bezugsfiguren vergleichbaren Flächeninhalts gruppiert. Insgesamt ergeben sich bei $d_q = 3$ km 33 Bezugsfiguren, bei $d_q = 4$ km 21 und bei $d_q = 5$ km 13 Bezugsfiguren (Abb. 46).

Die Bestandessituation in den einzelnen, mit der Festlegung des zentralen 1 km²-Feldes geographisch streng und eindeutig fixierten, Bezugsquadraten liefert sämtliche *Bewertungskriterien*. Es sind dies wie bei der Lokalen Gefährdungszahl

- der Grad der Versehrtheit des genetischen Verbundes im Vergleich mit einem gedachten, idealen Stützpunktsystem, das aus mindestens zwei Bestandesäquivalenten pro belegtem Quadrat besteht («Verbundgrad»)

- die Seltenheit und

- die mittlere Bestandesgröße pro Bezugsquadrat.

Effektiv geschützte Bestände werden zweimal gewertet; das Kriterium »Eingriffssicherheit« wird seiner schwierigen Beurteilbarkeit wegen gestrichen. Das innerste Bezugsquadrat wird mit Ausnahme des zentralen 1 km²-Feldes mitbewertet.

Die Bewertungskomponente »Kolonisationsvermögen« kann i. a. mangels Relevanz für den hier zu

bewertenden Sachverhalt entfallen*. Dafür wird ein Teilwert für besondere *potentielle Stützpunktfunktion* des zentralen 1 km²-Feldes ergänzt. Ausschlaggebend für die Bedeutung als Stützpunkt sind (neben den Stabilitätsverhältnissen) vor allem Bestandeslage- und -größenverhältnisse im Nahraum. Wo eines der unmittelbar benachbarten Bezugsquadrate unzureichend belegt ist, weist das homogene Grundraster ein Loch auf. Mit der Zahl solcher unterbelegter Bezugsquadrate wächst die Stützpunktbedeutung von Vorkommen im zentralen 1 km²-Feld. - Die Verhältnisse im innersten Bezugsquadrat werden hier ignoriert.

Gemeinsamkeiten und Unterschiede von Ringsegment-Verfahren und Bezugsquadrat-Verfahren zeigt Tab. 25 auf. Bei letzterem wird versucht, den Mangel, der aus der geringen Bezugsraumgröße und der starren Fixierung der bewertungsrelevanten Teilflächen resultiert, durch deren Verkleinerung wenigstens teilweise zu kompensieren. *Beiden* Verfahren gemeinsam sind sippenweise sehr stark schwankende Abmessungen dieser Teilflächen und sehr unterschiedliche Maschenweiten des homogenen Grundrasters wie des anzustrebenden Stützpunktsystems. Dies kompliziert den Bewertungsgang und führt zu sehr ungleichen Ergebnissen. Der Autor sieht gegenwärtig aber keine andere Möglichkeit, die wert- und Bezugsflächengrößen-bestimmenden Entfernungen festzulegen, als den eingeschlagenen der Orientierung an maximalen mittleren Reichweiten gentransferierender Organe.

Das Ergebnis des Bezugsquadrat-Verfahrens, der »*Lokale Gefährdungswert*«, ist für alle Vorkommen innerhalb des zentralen 1 km²-Feldes gültig. Seine Verschmelzung mit dem Regionalen Gefährdungswert (Abschnitt 4.1.5.) zum »*Feldspezifischen Gefährdungswert*« (*WFG*), die Umwandlung in einen »*Feldspezifischen Artenschutzwert*« (*WFA*) und die Weiterverarbeitung zum »*Vereinfachten Populationspezifischen Artenschutzwert*« (*WPAV*) deckt sich mit der Behandlung des Wuchsort-Vergleichswertes aus dem Ringsegment-Verfahren. Durch Addition der *WPAV*-Beträge aller Sippen eines botanischen Objektes wird die »*Vereinfachte Floristische Gütezahl*« erhalten, die zusammen mit Angaben zur konkreten Stützpunktfunktion (Abschnitt 5.2.3.3.) einen brauchbaren Ausdruck für die Artenschutzrelevanz seiner Flora abgibt. - Einen Überblick der einzelnen Bewertungsstufen gibt Abb. 47. Im Detail ist das gesamte Bewertungsverfahren bis zum Vereinfachten Populationspezifischen Artenschutzwert im folgenden Abschnitt dargestellt.

Karten oder Listen der Lokalen Gefährdungswerte für größere Bezugsräume sind eine zuverlässige Grundlage für die rasche Berechnung »*Vereinfachter Floristischer Gütezahlen*«. Karten der »*Lokalen Bestandeswerte*« (Lokale Gefährdungswerte multipliziert mit den Bestandesgrößenfaktoren, entsprechend der Bestandeswert-Karte Abb. 30) können »*floristische Brennpunkte*« verdeutlichen.

Ein *Anwendungsbereich für die Vereinfachte Floristische Gütezahl* ist die Festlegung einer Rangfolge der Naturschutzwürdigkeit von Biotopen (neben anderen Kriterien). Wichtiger ist ihr Einsatz im Rahmen einer ökologischen Beweissicherung: Durch die Vereinfachte Floristische Gütezahl läßt sich der Zustand der Pflanzendecke eines einzelnen Objektes wie auch einer ganzen Landschaft *wertmäßig* dokumentierten, und sie bietet zugleich die Basis für die Bemessung und Begründung konkreter Ersatz- bzw. Ausgleichsforforderungen bei Biotopzerstörungen.

*) Wo »verbreitungsaktive« Pionierpflanzen trotz hoher Fundortfluktuation und meist nur geringer Bestandesgröße offensichtlich über eine stabile Präsenz im subregionalen Bezugsraum verfügen (z. B. *Peplis portula*, *Hypericum humifusum*, *Isolepis setacea*, *Gnaphalium sylvaticum*), können die Wahl enggestufter Skalen für die Bestandesgrößenschätzung (Z_S , Z_I , F_q) und eine besondere Größe der Bezugsquadrate (infolge von effektiver Lang- und Weitstreckenverbreitung der Diasporen) eine Überbewertung nur bedingt ausgleichen. In diesen Fällen ist es zweckmäßig, das Kolonisationsvermögen in der in Abschnitt 5.1.2. geschilderten Form in Rechnung zu stellen (Abzug von »*Kompensationspunkten*«).

Tabelle 25:

Gegenüberstellung von Wuchsort-Vergleichswert (Ringsegment-Verfahren) und Lokalem Artenschutzwert (Bezugsquadrat-Verfahren)**Ringsegment-Verfahren****Bezugsquadrat-Verfahren****I) Bewertungsprinzip**

Vergleich der Populationsausstattung eines Bezugsraumes mit den Verhältnissen im Modell eines homogenen Grundrasters der Populationen.

Lagefreiheit der Bestände mit Entfernung vom zu bewertenden Bezugspunkt zunehmend. Beschränkte Bezugsraumfläche (subregionaler Bereich).

Lagefreiheit konstant (nur bis zu halbem Rasterpunktabstand). Maßstab damit ideales Stützpunktsystem. Kleine Bezugsraumfläche (Lokalbereich).

Bestimmung der Maße des räumlichen Bezugsrahmens durch die sippenspezifische Reichweite der gentransferierenden Organe (Diasporen, Pollen etc.)

II) Räumlicher Bewertungsrahmen**Bezugspunkt**

Genau ermittelte Fundortposition; bei EDV-Variante 1 km²-Feld (Gauß-Krüger-Gitter)

1 km²-Feld (Gauß-Krüger-Gitter)

Bezugsraum

Kreisfläche mit je nach der sippenspezifischen Reichweite gentransferierender Organe 15; 17,5; 20 oder 25 km Radius um den Bezugspunkt

Kreisfläche mit konstantem Radius von 10 km um den Bezugspunkt

bewertungsrelevante Teilflächen

60°-Ringsegmente, deren Größe mit der Bezugsraum-Gesamtfläche aber auch innerhalb der Bezugskreisfläche von innen nach außen wächst und die 1 bis 6 der »Einzugsflächen« eines Vorkommens im »homogenen Grundraster« umfassen

Bezugsquadrate (in der Peripherie der Bezugskreisfläche auch vergleichbar große, anders geformte Bezugsfiguren); Größe innerhalb der Bezugskreisfläche konstant, aber abhängig von der sippenspezifischen Reichweite gentransferierender Organe (3 Quadratgrößen; jeweils etwa der »Einzugsfläche« eines Vorkommens im homogenen Grundraster entsprechend).

Stellung der Ringsegmente (Winkel zur Nordrichtung) bei der manuellen Variante von den Bestandesverhältnissen im Bezugsraum abhängig (2 Extremwerte ergebende Positionen). Bei der EDV-Variante für jeden Bewertungsgang eingenordete und um 45° verdrehte Stellung.

Lage der Bezugsquadrate unveränderlich

III) Bewertungsgegenstände

Populationsausstattung im Bezugsraum; nach Bestandesgröße, Entfernung und Richtungsverhältnis zum Bezugspunkt

Populationsausstattung im Bezugsraum; nach der Bestandesgröße. Berücksichtigung von Entfernung und Richtung nur in den bezugspunkt-benachbarten Bezugsquadraten (»Bedeutung durch besondere potentielle Stützpunktfunktion«)

ausschließliche Beachtung aktueller Vorkommen

Mitbeachtung nicht mehr bestätigter Vorkommen und damit des gesamten verbürgten Areal

Ausdehnung kleiner Arealinseln

explizite Berücksichtigung durch Stauchen des räumlichen Bezugssystems

nur teilweise indirekte Bewertung über Kriterium der bezugsquadratweise definierten »Seltenheit«

Bestandesgröße in kleineren Arealinseln

explizite Berücksichtigung: »Arealinsel-Belegungs-wert«

nur teilweise indirekte Bewertung über Kriterium »mittlere Bestandesgröße/Bezugsquadrat«

Intaktheit des genetischen Verbundes

mittelbare Bewertung; so flächenscharf wie beim Bezugsquadrat-Verfahren nur für den Nahbereich des Bezugspunktes

explizite Bewertung durch bezugsquadratweise Analyse (»Verbundgrad«)

Lage im regionalen Areal

Auswirkung auf den Wertbeitrag der einzelnen Kreisflächen-Sektoren

Niederschlag in Seltenheitswert und z. T. in der mittleren Bestandesgröße

Seltenheit

teilweise indirekte Mitbewertung; zuverlässig nur für Nahbereiche

explizite Bewertung

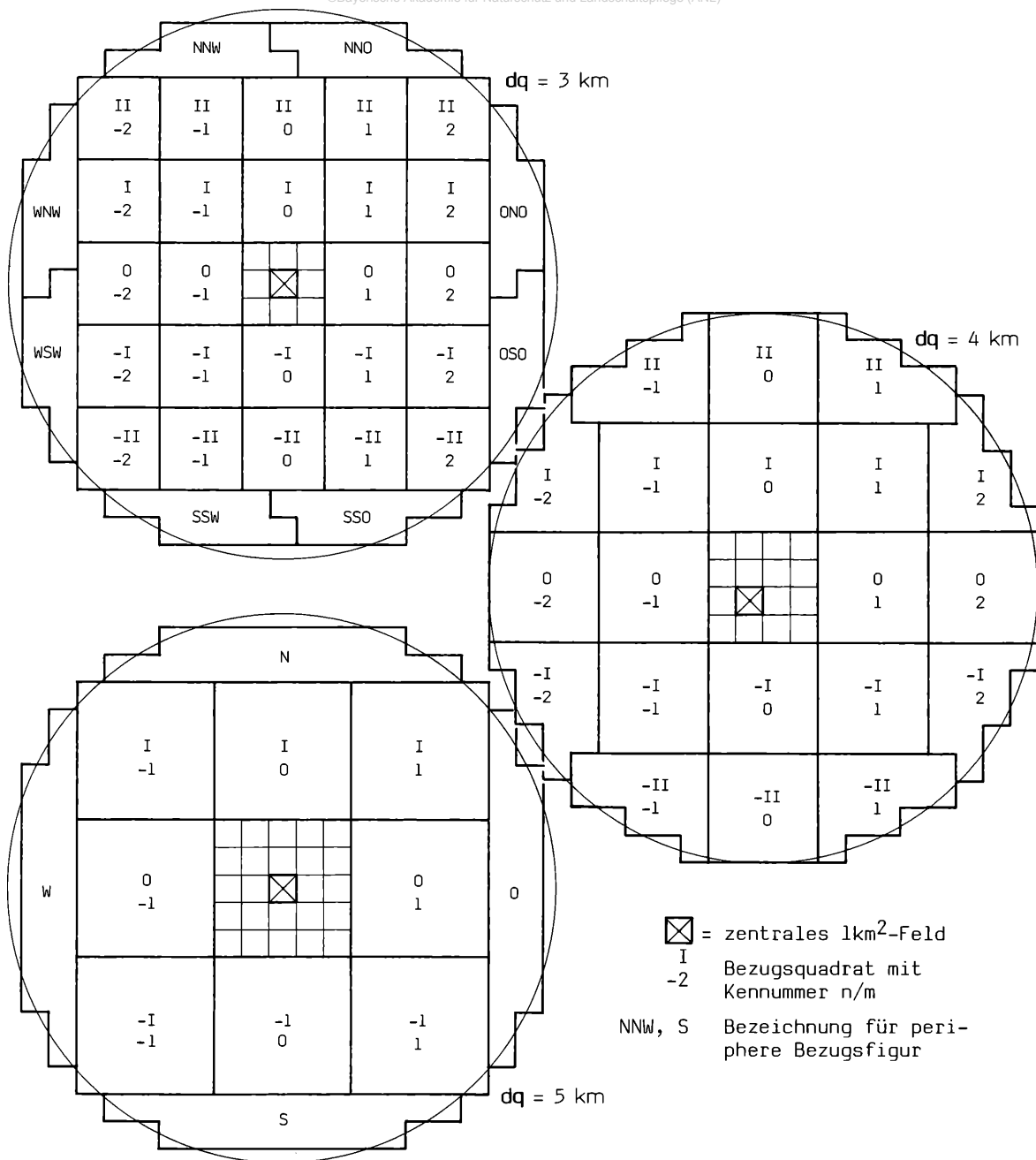


Abbildung 46:

Bezugsräume zur Ermittlung Lokaler Artenschutzwerte, eingeteilt in Bezugsquadrate mit den Kantenlängen d_q . - 1 km²-Felder des Gauß-Krüger-Gitters wurden nur in das zentrale Bezugsquadrat eingezeichnet.

5.2.2. Arbeitsanleitung

Die Schritte der visuell manuellen Bewertung sind *kursiv*, die nur EDV-relevanten klein und die für beide Methoden maßgeblichen normal geschrieben.

A. Ermittlung quadratbezogener Lokaler Gefährdungswerte einer Sippe

Ermittlung der potentiellen Bedeutung eines 1 km²-Feldes im Gauß-Krüger-System für die Erhaltung einer Pflanzenart nach den Bestandesverhältnissen im Umfeld (unabhängig von der Ausstattung des zu bewertenden zentralen 1 km²-Feldes).

I. Quellen/Grunddaten

1a) Sippen-Bestandeskarten im Maßstab $\geq 1 : 200\,000$ für ein Gebiet von mindestens 10 km Radius. Neben der Bestandesgröße der aktuellen Vorkommen müssen auch ältere, nicht mehr bestätigte Fundortangaben und Vorkommen auf effektiv geschützten Flächen (Naturschutzgebiete, Naturdenkmäler) ausgewiesen werden. Falls die Bestandeskarten nur die Gradeinteilung enthalten, müssen daneben amtliche topographische Karten mit dem Schnitt des G-K*-Gitters verwendet werden.

1b) Sippenweise geführte Bestandeslisten (für ein Gebiet entsprechender Größe), in welchen die Fundorte entweder bis auf etwa

*) G-K: Im folgenden verwendete Abkürzung für Gauß-Krüger

100 m genau durch G-K-Koordinaten angegeben sind oder die Bezeichnungen der 1 km²-Felder enthalten, in welchen die Vorkommen liegen (Bezeichnung: G-K-Koordinaten der linken unteren Quadratecke). Die einzelnen Bestände eines 1 km²-Feldes müssen in diesem Fall mit laufenden Nummern versehen werden (zusätzlich durch Karten zu belegen). - Die Bestandeslisten müssen außerdem wie die Bestandeskarten Aussagen zur allgemeinen Bestandesgrößenklasse (Abschnitt 1.2.) und zum Naturschutzstatus machen sowie nicht mehr bestätigte Fundorte aufführen.

2) Angaben über den Verbreitungs- und Bestäubungstyp der Sippe. Danach auf dem Weg über den »maximalen Populationsabstand« Festlegung der Bezugsdistanz d (Abschnitt 2.2.2.2.)

3) G-K-Koordinaten des zu bewertenden Zentralfeldes (Werte der linken unteren Ecke)

4) Bestandeswerte eines Umkreises von mindestens 10 km Radius: Jeweils G-K-Koordinaten des Fundortes (oder G-K-Koordinaten des Fundquadrates + lfd. Positionsnummer), aktueller oder nicht mehr bestätigter Charakter des Vorkommens, allgemeine Bestandesgrößenklasse, strenger, hoheitsrechtlicher Schutz von Vorkommensflächen.

II. Quadratkilometerfeldweise Datenaufbereitung (nur bei EDV aktuell)

1) Bestimmung der zur Bezugskreisfläche (Radius 10 km) gehörenden 1 km²-Felder als Funktion der Koordinaten des zentralen

Hierbei ist zu unterscheiden zwischen

- eigentlichen Bezugsquadraten mit zweiteiligen, ganzzahligen Kennzahlen n/m (n = römische Ziffern: Ordinateurichtung / m = arabische Ziffern: Abszissenrichtung; vgl. Abb. 46) und
 - nicht quadratischen peripheren Bezugsflächenanteilen; Benennung nach Himmelsrichtungen entsprechend Abb. 46.
- Das zu bewertende zentrale 1 km²-Feld bleibt unbeachtet. Nach den drei verschiedenen Bezugsquadratkantenlängen dq ergeben sich folgende Aufteilungen:

a) dq = 3 km
 - eigentliche Bezugsquadrate: Alle 1 km²-Felder mit gleicher Kombination n/m. Dabei gilt $-2 \leq n, m \leq 2$ und für die Koordinaten der 1 km²-Felder:

$$(R - 1 + 3 m) \leq R_X \leq (R + 1 + 3 m)$$

$$\text{und } (H - 1 + 3 n) \leq H_X \leq (H + 1 + 3 n)$$

(R_X, H_X, R und H haben ganzzahlige Kilometerwerte)
 Beispiel: Wenn die Koordinaten des zentralen 1 km²-Feldes R = 4522 / H = 5302 lauten, dann gehören zum Bezugsquadrat I/-2 (d. h. n = 1, m = -2) die Felder mit den G-K-Koordinaten R 4515 / H 5295, R 4515 / H 5296, R 4515 / H 5297, R 4516 / H 5295, R 4516 / H 5296, R 4516 / H 5297, R 4517 / H 5295, R 4517 / H 5296, R 4517 / H 5297. Dazu kommen aus dem innersten Bezugsquadrat die Felder R_X = R + r_X / H_X = H + h_X mit r_X + h_X > 0.

- periphere Bezugsfiguren: Aus der Schar der Kreisflächenfelder gehören zu den einzelnen Bezugsfiguren folgende 1 km²-Felder:

- NNO: R_X = R + r_X mit r_X > 0 / H_X = H + h_X, wobei $8 \leq h_X \leq 9$ sowie das Feld R_X = R / H_X = H + 9
- NNW: R_X = R + r_X mit r_X < 0 / H_X = H + h_X, wobei $8 \leq h_X \leq 9$ sowie das Feld R_X = R / H_X = H + 8
- SSO: R_X = R + r_X mit r_X > 0 / H_X = H + h_X, wobei $-9 \leq h_X \leq -8$ und das Feld R_X = R / H_X = H - 8
- SSW: R_X = R + r_X mit r_X < 0 / H_X = H + h_X, wobei $-9 \leq h_X \leq -8$ und das Feld R_X = R / H_X = H - 9
- ONO: R_X = R + r_X, wobei $8 \leq r_X \leq 9$ / H_X = H + h_X mit h_X > 0 sowie das Feld R_X = R + 8 / H_X = H
- OSO: R_X = R + r_X, wobei $8 \leq r_X \leq 9$ / H_X = H + h_X mit h_X < 0 sowie das Feld R_X = R + 9 / H_X = H
- WSW: R_X = R + r_X, wobei $-9 \leq r_X \leq -8$ / H_X = H + h_X mit h_X < 0 und das Feld R_X = R - 8 / H_X = H
- WNW: R_X = R + r_X, wobei $-9 \leq r_X \leq -8$ / H_X = H + h_X mit h_X > 0 und das Feld R_X = R - 9 / H_X = H

b) dq = 4 km: Aus der Schar der Kreisflächenquadrate bilden die eigentlichen Bezugsquadrate die Kombinationen

$$(R - 1 + 4 m) \leq R_X \leq (R + 2 + 4 m)$$

$$\text{mit } (H - 1 + 4 n) \leq H_X \leq (H + 2 + 4 n).$$

Dazu kommen aus dem innersten Bezugsquadrat die Felder R_X = R + r_X / H_X = H + h_X mit r_X + h_X > 0.

Die peripheren Bezugsfiguren erhalten zusätzlich zu den regulären 1 km²-Felder weitere:

- R_X = R + r_X / H_X = H + h_X
- II/1 r_X = 7 / h_X = 8 und r_X = 7 / h_X = 7
- I/2 r_X = 8 / h_X = 7
- I/2 r_X = 8 / h_X = -6
- II/1 r_X = 7 / h_X = -6 u. r_X = 7 / h_X = -7
- II/-1 r_X = -6 / h_X = -6 u. r_X = -6 / h_X = -7
- I/-2 r_X = -7 / h_X = -6
- I/-2 r_X = -7 / h_X = 7
- II/-1 r_X = -6 / h_X - 7 u. r_X = -6 / h_X = 8

c) dq = 5 km

- eigentliche Bezugsquadrate: Die 1 km²-Felder mit der gleichen Kombination n/m und den Koordinaten $(R - 2 + 5 m) \leq R_X \leq (R + 2 + 5 m) / (H - 2 + 5 n) \leq H_X \leq (R - 2 + 5 n)$, wobei gelte, daß $-1 \leq n$ und $m \leq 1$. Dazu kommen vom innersten Bezugsquadrat (n = m = 0) die Felder R_X = R + r_X / H_X = H + h_X mit r_X + h_X > 0.

- periphere Bezugsfiguren: Aus der Schar der Bezugskreisflächenfelder ergeben die Teilfläche

- N diejenigen mit n = II
- S diejenigen mit n = -II
- O diejenigen mit m = 2
- W diejenigen mit m = -2.

VI. Bewertung

1) Bewertung der Einzelergebnisse

a) besondere potentielle Stützpunktfunktion:

Stützpunktfunktionszahl	0-1	1,5-2	2,5-3,5	4-4,5	5-6
Wertzahl	2	1,5	1	0,5	0

b) Verbundgrad:

Verbundgrad	0	0,028	0,083	0,139	0,194	0,250	0,306	0,361	0,417	0,472	0,528
verbundbezogener Wert	9	8,5	8	7,5	7	6,5	6	5,5	5	4,5	
Verbundgrad	0,528	0,583	0,639	0,694	0,750	0,806	0,861	0,917	0,972	1	
verbundbezogener Wert	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0		

c) Seltenheitswert:

Seltenheitsgrad	0	0,020	0,070	0,125	0,185	0,260	0,345	0,455	0,600	0,900	1,0
Seltenheitswert	4,5	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0	

d) Teilwert infolge geringer mittlerer Bestandesgröße

mittlere Bestandesgröße*	0	0,040	0,140	0,250	0,370	0,520	0,690	0,910	1,200	1,800	2,0
bestandesgr.-bezogener Wert	4,5	4	3,5	3	2,5	2	1,5	1	0,5	0	

*) Anzahl Bestandesäquivalente pro Bezugsfigur

IV. Ermittlung bezugsquadratbezogener Daten

Beim manuellen Vorgehen werden die Ergebnisse in einem Hilfskärtchen entsprechend Abb. 48 zusammengetragen.

Zu jedem Bezugsquadrat bzw. jeder peripheren Bezugsfigur werden angegeben bzw. errechnet:

- 1) die Bestandesgrößensumme (Anzahl Bestandesäquivalente)
- 2) das Vorhandensein einer »ausreichenden aktuellen Belegung« (Bestandesgrößensumme ≥ 2 Bestandesäquivalente)
- 3) falls aktuelle Nachweise fehlen, aber ältere Nachweise vorliegen, Kennzeichnung als »früher belegtes Quadrat«.

Bei der Ermittlung der Bestandesgrößensumme werden effektiv geschützte Vorkommen zweifach gerechnet (Verdopplung der Anzahl Bestandesäquivalente). Bezugsflächen, die mindestens eine der drei Angaben enthalten, werden als »Arealquadrate« bezeichnet. Ihnen stehen die »unbe-

legten Bezugsfiguren« gegenüber.¹

V. Datenverrechnung

- 1) Zahl für besondere Stützpunktfunktion:
 - für jedes unzureichend belegte Bezugsquadrat mit der Kennzifferkombination n + m = 1 wird 1 Punkt gegeben
 - für jedes nicht oder unzureichend belegte Bezugsquadrat mit n + m = 1 werden 0,5 Punkte gegeben
 - Addition der Einzelwerte
- 2) Verbundgrad: Anzahl ausreichend belegter Bezugsfiguren dividiert durch die Anzahl der Arealquadrate
- 3) Seltenheitsgrad: Anzahl aktuell belegter Bezugsfiguren dividiert durch Gesamtzahl der Bezugsfiguren
- 4) Mittlere Bestandesgröße / Bezugsquadrat: Bestandesgrößengesamtsumme dividiert durch Gesamtzahl der Bezugsfiguren.

1) *Angesalbte* Vorkommen werden bei der Arealquadratmittlung ignoriert, bei der Bestandesgrößen-Berechnung ebenfalls, wenn sie jünger sind als 20 Jahre. Ältere Ansabungen werden mit der halben Bestandesäquivalent-Anzahl berücksichtigt.

2) Ermittlung des Gesamtwertes:

Addition der Einzelwerte 1a bis 1d. Ergebnis = »Lokaler Gefährdungswert«. Division durch den Maximalwert von 20 Punkten. Ergebnis: relativer Lokaler Gefährdungswert.

Für Listen oder *Rasterkarten* der relativen Lokalen Gefährdungswerte (kilometerfeldweise Eintragung der Resultate) ist die Bearbeitung eines Gebietes erforderlich, das nach jeder Richtung mindestens 10 km größer ist, als der Raum, der dargestellt werden soll.

B. Ermittlung und kartenmäßige Aufbereitung »Lokaler Bestandeswerte« (Bewertung konkreter Pflanzenvorkommen)

1) Erforderliche Daten: Größe des zu bewertenden Bestandes; relativer Lokaler Gefährdungswert des 1 km²-Feldes, in dem sich das Vorkommen befindet.

2) Berechnung des Lokalen Bestandeswertes: Multiplikation des relativen Lokalen Gefährdungswert mit der Bestandesgröße, ausgedrückt in Bestandesäquivalenten (= Bestandesgrößenfaktor; s. Ziffer III).

3) Karten Lokaler Bestandeswerte: Für den räumlichen Umgriff gilt das oben gesagte. - Die Wertspanne (0 bis 3) wird in Intervalle aufgeteilt, welchen Werthöhensymbole zugeordnet werden (z. B. Ziffern oder unterschiedlich große Punkte entsprechend Abschnitt 2.3. bzw. Abb. 30).

C. Ermittlung des »Vereinfachten Populationsspezifischen Artenschutzwertes« eines Pflanzenvorkommens

(Ausdruck seiner lokalen *und* regionalen Artenschutzrelevanz)

I. Quellen, Grunddaten

1) relativer Lokaler Gefährdungswert für die Sippe

2) Rote Liste der gefährdeten (Farn- und Blüten-) Pflanzen des Regierungsbezirks oder einer vergleichbar großen Verwaltungseinheit
bzw. ersatzweise

Rote Liste des Bundeslandes + Präsenz-Rasterkarte der floristischen Kartierung (möglichst Quadrantenkarten)

II. Ermittlung des (relativen) »Regionalen Gefährdungswertes« nach dem Rote-Liste-Status auf Bezirksebene (Variante a) bzw. auf der Basis von Roter Landesliste + Präsenz-Rasterkarte (Variante b; vgl. Abschnitt 4.1.3.)

Variante a): Bezirksbezogener Gefährdungswert $\hat{=}$ Regionalem Gefährdungswert

Gefährdungsstufe laut Roter Bezirksliste 5 4 3 2 1
Bezirksbezogener Gefährdungswert 0,20 0,40 0,70 0,90 1,0

Variante b):

1) Zuteilung von Wertzahlen (»Landesbezogener Gefährdungswert«) nach dem Status der Roten Landesliste wie bei Variante a)

2) Berechnung landesteilbezogener »Regionaler Seltenheitszahlen« nach den Präsenzverhältnissen in Karten der floristischen Landeskartierung

aktuelle Präsenz in % der Quadranten	100	91,19	77,60	67,26	58,92	51,93	45,90	40,62	35,90	31,65	27,78	24,22
Regionale Seltenheitszahl	0	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	
aktuelle Präsenz in % der Quadranten	24,22	20,94	17,88	15,03	12,35	9,83	7,44	5,18	3,04	1,0	0,0	
Regionale Seltenheitszahl	0,55	0,60	0,65	0,70	0,75	0,80	0,85	0,90	0,95	1,00		

Ggf. Angleichung an Landesbezogenen Gefährdungswert gemäß Abschnitt 4.1.5.!

3) Addition von Landesbezogenem Gefährdungswert (1) und Regionaler Seltenheitszahl. Division der Summe durch 2. Ergebnis: Regionaler Gefährdungswert.

III.) Berechnung des (auf das 1 km²-Feld bezogenen)

Feldspezifischen Gefährdungswertes W_{FG} : Addition der Relativwerte von Lokalem und Regionalem Gefährdungswert

IV. Umwandlung in den Feldspezifischen Artenschutzwert W_{FA} :

Transformationsformel: $W_{FA} = 10^{0,5} \cdot W_{FG} - 1$

V. Berechnung des »Vereinfachten Populationsspezifischen Artenschutzwertes«:

Multiplikation des Feldspezifischen Artenschutzwertes für das 1 km²-Feld, in dem das Vorkommen liegt mit dem Bestandesgrößenfaktor (d. h. der Bestandesgröße, ausgedrückt in Bestandesäquivalenten).

D. Bewertung der Artenschutzrelevanz gemischter Pflanzenbestände

I. Quellen, Grunddaten

1) Lagekoordinaten des zu bewertenden Objektes bzw. des zugehörigen 1 km²-Feldes

2) quantifizierte Florenliste des Objektes (eingegrenzt auf die »wesentlichen« Sippen; vgl. Abschnitt 1.3.3.2.2.)

3) Vereinfachte Populationsspezifische Artenschutzwerte (W_{PAV}) der in der Florenliste enthaltenen Sippen

II. Berechnung der »Vereinfachten Floristischen Gütezahls« als Ausdruck der Artenschutzrelevanz der Pflanzendecke:

Addition der W_{PAV} -Beträge der einzelnen Sippen. Ergänzung durch Aussagen zur konkreten Stützpunktfunktion (s. Abschnitt 5.2.3.3.).

5.2.3. Beispiele

5.2.3.1. Lokale Gefährdungswerte und Wuchsort-Vergleichswerte von Fundorten verschiedener Sippen

Hier sollen die Lokalen Gefährdungswerte für zwei Vorkommen in kleinen subregionalen Arealinseln und für einen Bestand aus einem flächendeckenden Areal berechnet und den nach dem Ringsegment-Verfahren ermittelten Wuchsort-Vergleichswerten gegenübergestellt werden. - Die Weiterverarbeitung zu den Populationsspezifischen Artenschutzwerten ist nach beiden Verfahren die gleiche; ihre Darstellung erübrigt sich hier.

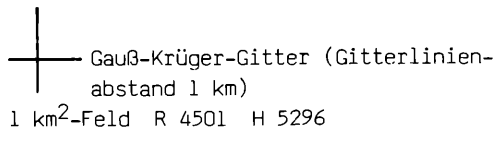
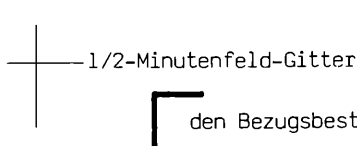
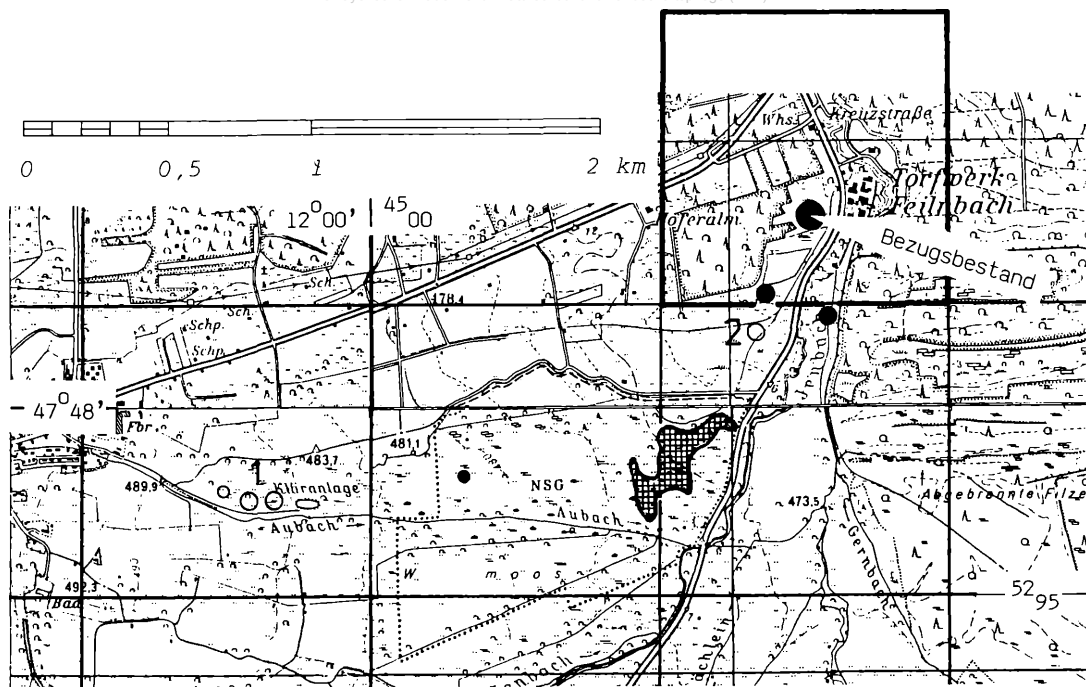
a) *Orchis palustris* (Grundlage Abb. 48)
Wuchsort-Vergleichswert (manuelles Verfahren):

Maximaler Populationsabstand = 4 km, Bezugsdistanz $d = 3,5$ km, $d_{0,5} = 1,75$ km; fiktive Arealgröße $F_{j10} = 15,88$ km²; Arealanpassungsfaktor $f_A = 15,88 : 96,21 = 0,165$; reduzierte Bezugsdistanz $d_r = 0,578$ km. - Die aus Abb. 48 abgeleitete, nicht abgedruckte Bezugsnaturkarte weist (neben dem Bezugsbestand) 1 sehr kleinen, 2 kleine und 2 mittelgroße (geschützte und daher zweifach zu rechnende) Bestände auf. Letztere werden aus dem in Abb. 48 flächenhaft eingetragenen Vorkommen unter Beachtung seiner geschätzten Individuenzahl und seiner Längserstreckung erhalten. Es ergeben sich Lokalisationswerte von minimal 25,8, maximal 28,8 und im Mittel 27,3 Punkten. - Der Arealinsel-Belegungswert W_j beträgt nach Tab. 14 3,75 (ca. 500 Individuen bei Schätzung

mit Skala Z1), der relative Wuchsort-Vergleichswert $(27,3 + 3,75) / 30 = 1,035$.

-- relativer Lokaler Gefährdungswert des den Bezugsbestand enthaltenden 1 km²-Feldes
R 45 01 H 52 96:

Bezugsraum aus 33 Bezugsfiguren (Quadratkantenlänge $d_q = 3$ km).



den Bezugsbestand enthaltendes 1 km²-Feld R 4501 H 5296

Aktuelle Vorkommen (Skala Z₁):

- Hauptbestand, ca. 400 Individuen
- 1 4 Individuen
- 5 - 24 über > 10 m² verteilte Individuen
- 25 - 49 über > 50 m² verteilte Individuen

- 50 - 499 über > 100 m² verteilte Individuen

Erloschene Vorkommen

- 5 24 Individuen (1981)
- 25 49 Individuen (1981)
- 1 Vernichtung 1981 (Melioration)
- 2 Vernichtung 1983 (Melioration)

Abbildung 48:

ORCHIS PALUSTRIS Jaqu. (Wuchsformtyp 2.2.1., entomophil, anemochor Aneblf-1): Arealinsel im Rosenheimer Becken. - Quelle ZAHLEHEIMER 1981, Karte 2 (Bestandesaufnahme 1981, aktualisiert 1983).

Kartengrundlage: Topographische Karte 1:25 000, Blätter 8137, 8138, 8237 und 8238. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München Nr. 10 189/84.

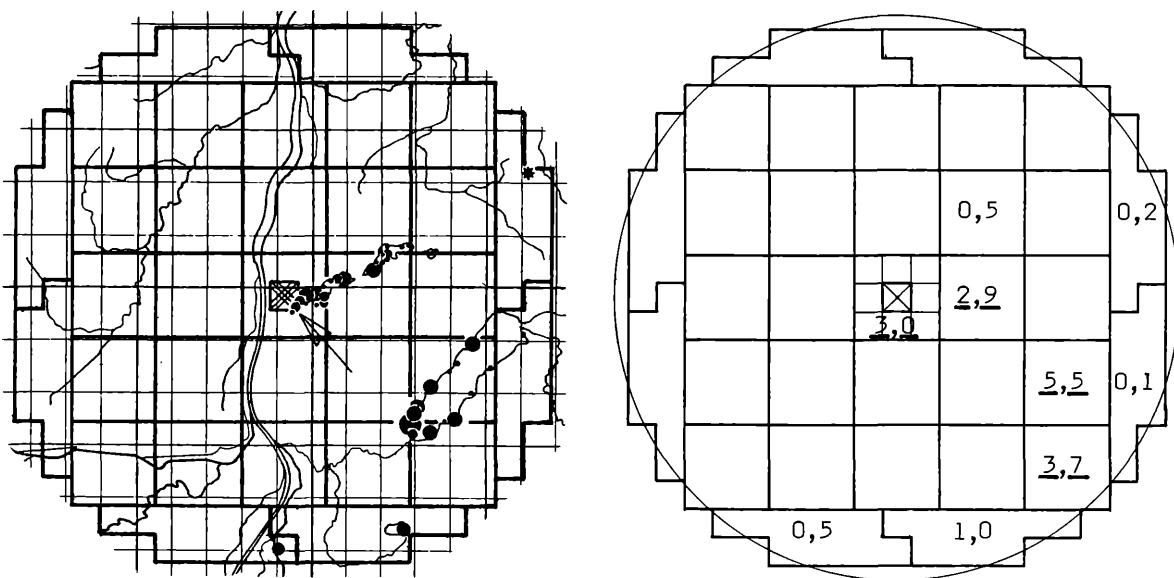


Abbildung 49:

Links: Für die Bewertung der Vorkommen von *Nymphaea alba* im 1 km²-Feld R 4511 H 5306 relevanter Ausschnitt der Bestandekarte Abb. 32, verkleinert und um das Bezugsquadrat-Gitter ergänzt (Quadratantenlänge 3 km). - Rechts: Von der linken Teilabbildung abgeleitetes Bezugsfigur-Kärtchen mit Angabe der Bestandesäquivalente/Bezugsfigur. In ausreichend belegten Bezugsfiguren (≥ 2 Bestandesäquivalente) wurde der Betrag unterstrichen.

Bestandesgrößensumme (ohne Vorkommen im zentralen 1 km²-Feld): 6,4 Bestandesäquivalente (Bezugsfiguren erübrigen sich bei diesem Bewertungsverfahren; dem flächig dargestellten Bestand im Naturschutzgebiet »Auer Weidmoos« entsprechen bei einer Individuenstärke von ca. 400 nach Tab. 14 drei Bestandesäquivalente, die - da als effektiv geschützt zu betrachten - zweimal gewertet werden müssen. Außerdem erscheint auf Abb. 48 ein Kleinstbestand innerhalb der NSG-Grenzen, dazu kommt 1 Kleinbestand außerhalb.) Mittlere Bestandesgröße $6,4 : 33 = 0,194$ Bestandesäquivalente/Bezugsfigur; bestandesgrößenbezogener Wert = 3,5 Punkte.
 Grundlage für die übrigen Teilwerte bietet ein (nicht dargestelltes) Hilfskärtchen, das 1 nur früher belegtes und ein ausreichend belegtes Bezugsquadrat aufweist:

Wert für potentielle Stützpunktfunktion = 2 Punkte (alle rezenten Vorkommen befinden sich im zentralen Bezugsquadrat)
 Seltenheitsgrad: $1 : 33 = 0,03$; Seltenheitswert = 4 Punkte
 Verbundgrad (1 Bezugsquadrat nicht mehr aktuell belegt): $1 : 2 = 0,5$; verbundbezogener Wert = 4,5 Punkte
 Lokaler Gefährdungswert = Punktsomme = 14. Relativer Lokaler Gefährdungswert = $14 : 20 = 0,700$.

b) *Veronica longifolia*
 Wuchsort-Vergleichswert (Grundlage Abb. 40)

Bereits in Abschnitt 4.2. entwickelt; Betrag als Relativwert 0,922.

-- relativer Lokaler Gefährdungswert des den Bezugsbestand enthaltenden 1 km²-Feldes R 45 00 H 53 05:

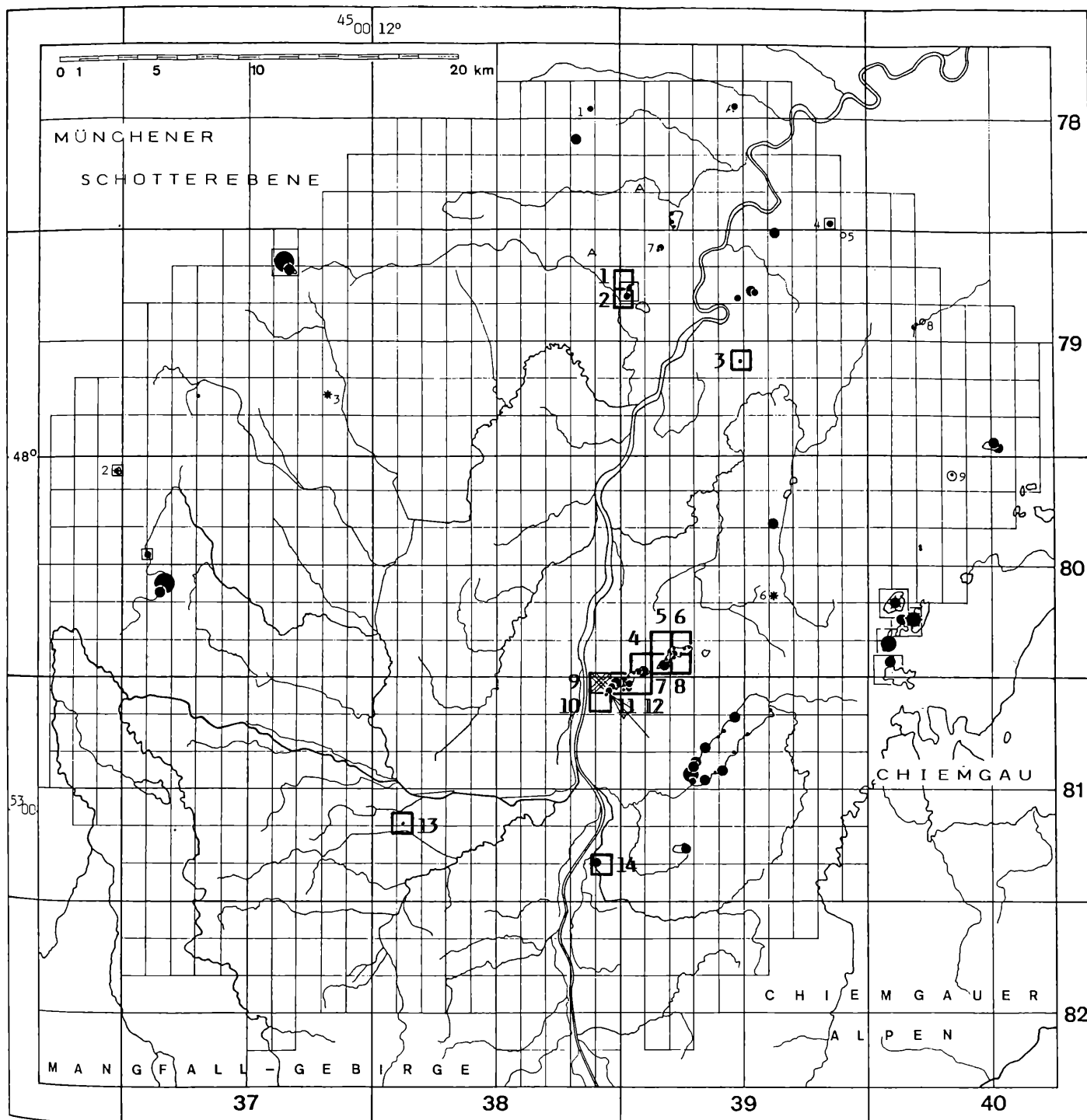


Abbildung 50:

Die nach dem räumlichen Umgriff der Abb. 32 bewertbaren 1-km²-Felder mit *Nymphaea alba*-Vorkommen im mittleren und westlichen Inn-Chiemsee-Hügelland (durch dicke Umrandung und Fettdruck der Zahlen gekennzeichnet).

Bestandesgrößensumme (ohne zentrales 1 km²-Feld: ein ungeschützter mittelgroßer Bestand, 3,5 Kleinbestände, davon 2 effektiv geschützte, 3 Kleinbestände): $1 + 1 + 2 + 1 + 4 \cdot 0,2 + 1,5 \cdot 0,2 + 3 \cdot 0,1 = 4,4$ Bestandesäquivalente. Mittlere Bestandesgröße $4,4 : 33 = 0,133$ Bestandesäquivalente/Bezugsfigur. Bestandesgrößenbezogener Wert = 4. - Weitere Teilwerte nach einem nicht dargestellten Hilfskärtchen, das neben dem ausreichend belegten zentralen Bezugsquadrat nur ein weiteres, unzureichend belegtes ausweist:

Wert für potentielle Stützpunktfunktion = 2 Punkte
 Seltenheitsgrad: $2 : 33 = 0,061$; Seltenheitswert = 4 Punkte

Verbundgrad: $1 : 2 = 0,5$; verbundbezogener Wert = 4,5 Punkte

Lokaler Gefährdungswert (Punktsomme) = 14,5; relativer Lokaler Gefährdungswert = $14,5 : 20 = 0,725$.

c) *Nymphaea alba* (Grundlage Abb. 32)
 -- relativer Wuchsort-Vergleichswert:

Identisch mit dem in Abschnitt 2.4.2. mit 0,701 angegebenen (relativen) Lokalisationswert.

-- relativer Lokaler Gefährdungswert (Grundlage: Abb. 49):

Bestandesgrößensumme: 15,4 Bestandesäquivalente; mittlere Bestandesgröße $15,4 : 33 = 0,467$ Bestandesäquivalente/Bezugsfigur; bestandesgrößenbezogener Wert = 2,5 Punkte

Pot. Stützpunktfunktion: 2 Punkte (nur 1 ausreichend belegtes Nachbarquadrat).

Seltenheitsgrad: $9 : 33 = 0,273$; Seltenheitswert = 2,0 Punkte.

Verbundgrad: $3 : 9 = 0,333$; verbundbezogener Wert = 6,0 Punkte.

Lokaler Gefährdungswert (Summe) = 12,5 Punkte, relativer Lokaler Gefährdungswert = $12,5 : 20 = 0,625$.

Die Bewertungsergebnisse sind bei den drei Beispielen nach dem Bezugsquadratverfahren generell niedriger als nach dem Ringsegment-Verfahren, und zwar in der Reihenfolge a) bis c) um 32,4%; 21,4% und 10,8%. Der Hauptgrund für die Größendifferenz bei den Sippen a) und b) liegt in der geringen Arealinsel-

größe und dem sich daraus ergebenden Bonus für niedrigen Arealinsel-Belegungswert beim Ringsegmentverfahren. Ohne ihn hätten sich die Unterschiede auf 23% bzw. 12,7% verringert, doch sind auch die obengenannten größeren Differenzen im Hinblick auf den näherungsweisen Charakter der Bewertungsverfahren akzeptabel.

5.2.3.2. Lokale Gefährdungswerte verschiedener Vorkommen einer Sippe

Grundlage für das Beispiel zur Bewertung verschiedener Fundortpositionen einer Sippe soll wieder die Bestandeskarte von *Nymphaea alba* (Abb. 32) bilden. Die Forderung, daß die Bestandesverhältnisse in einem Areal von 10 km Radius um das zu bewertende 1 km²-Feld bekannt sein müssen, läßt innerhalb des Untersuchungsgebietes nur die Bewertung von 14 Feldern mit Seerosenvorkommen zu. Diese wurden in Abb. 50 gekennzeichnet. Die Sammlung und Bewertung der Daten ist aus Tab. 26 ersichtlich. Die unterschiedliche Vorkommensdichte prägt sich deutlich im Lokalen Gefährdungswert aus (Spanne 0,575 bis 1,00).

5.2.3.3. Vereinfachte Floristische Gütezahlen von Streulandparzellen

Die Ermittlung der numerischen Artenschutzrelevanz gemischter Pflanzenbestände in Form »Vereinfachter Floristischer Gütezahlen« soll beispielhaft an zwei Streulandrestflächen auf vorentwässertem Nieder- und Übergangsmoor in der Aschach zwischen Ellmosen und Großkarolinienfeld demonstriert werden (Lage: Abb. 51). Die Bewertungsgrundlagen sind quantifizierte, auf die »wesentlichen Sippen« beschränkte Florenlisten (Abschnitt 1.3.3.2.2.), Bestandeskarten für ein Umfeld von ca. 10 km Radius (im Text bzw. Anhang vorhanden; Abbildungsverzeichnis im Anhang), die Rote Landesliste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und Quadrantenkarten der

Tabelle 26:

Bewertung der in Abb. 50 gekennzeichneten 1 km²-Felder mit *Nymphaea alba*-Vorkommen nach dem Bezugsquadrat-Verfahren (Bezugsquadrat-Kantenlänge = 3 km)

1 km ² Feld (Iff. Nr. in Abb. 50)	Bestandesgrößen-summe (B.-Äquivalente)*	mittlere Bestandesgröße		potentielle Stützpunktfunktion		Belegung (aktuelle; Anzahl Bezugsfiguren)		Verbund-situation		Seltenheit		Lokaler Gefährdungswert	
		Betrag (A:33)	Wert-zahl	Betrag	Wert-zahl	ausrei-chend	unzu-rchd.	Verbund-grad (D / D+E)	verbund-bezogener Wert	Seltenheits-grad (D+E) / 33	Seltenheitswert	absolut B+C+G	relativ H:20 F+G
	A	B	C	D	E	D	E	F	G	G	H	J	
1	4,7	0,412	3,5	0	2	0	8	0	9	0,242	2,5	17	0,85
2	4,55	0,138	4	0	2	0	6	0	9	0,182	3	18	0,90
3	5,5	0,167	3,5	0	2	0	8	0	9	0,242	2,5	17	0,85
4	17,5	0,530	2	0	2	3	6	0,333	6	0,273	2	12	0,60
5	17,0	0,515	2,5	0,5	2	3	6	0,333	6	0,273	2	12,5	0,63
6	17,65	0,535	2	0,5	2	2	6	0,250	6,5	0,242	2,5	13,0	0,65
7	15,55	0,471	2,5	1,5	1,5	4	6	0,400	5,5	0,303	2	11,5	0,58
8	17,7	0,536	2	1	2	2	7	0,222	7	0,273	2	13	0,65
9	15,4	0,467	2,5	1	2	3	5	0,333	6	0,273	2	12,5	0,63
10	17,3	0,524	2	0,5	2	3	6	0,333	6	0,273	2	12	0,60
11	14,7	0,445	2,5	0	2	3	7	0,300	6,5	0,303	2	13	0,65
12	17,4	0,527	2	0,5	2	3	9	0,250	6,5	0,364	1,5	12,5	0,60
13	0	0	4,5	0	2	0	0	0	9	0	4,5	20	1,00
14	12,7	0,385	2,5	0	2	2	4	0,333	6	0,182	3	13,5	0,68

* Belegung der einzelnen Bezugsfiguren (ausreichende Belegung: Betrag unterstrichen; Numerierung ≙ Abb. 46):

Feld 1: NNW 0,2; ONO 1,0; II/-1 1; I/1 0,5; 0/I 0,1; 0/II 1,4; -I/2 0,1. Feld 2: WNW 1,05; ONO 1; I/1 0,6; 0/0 0,4; 0/2 1,4; I/2 0,1. Feld 3: ONO 0,3; SSO 1; II/-1 0,6; II/1 1,2; II/2 0,2; I/-2 0,8; I/0 1,4; 0/0 0; Feld 4: SSO 1; II/2 1; I/2 0,2; 0/-1 0,2; 0/0 4,2; 0/1 0,6; -I/1 2,2; -I/2 1,3; -II/1 6,8; Feld 5: II/2 1; I/2 0,2; 0/0 3,1; -I/-1 3,2; I/0 0,1; -I/1 1,2; -I/2 0,1; -II/0 1,25; -II/1 6,85; Feld 6: II/2 1; I/2 0,2; 0/-1 0,7; 0/0 1,7; -I/-1 3,8; -I/1 1,15; -II/0 6,7; -II/1 1,4. Feld 7: SSO 1; II/2 1; I/2 0,2; 0/0 2,1; 0/-1 3,1; -I/1 2,4; -I/-1 0,1; -I/2 0,1; -II/0 1,25; -II/1 4,3. Feld 8: SSW 1; II/2 1; I/2 0,2; 0/-1 4,5; 0/0 1,7; -I/0 1; -I/1 1,5; -II/0 5,7; -II/1 1,1; Feld 9: (Abb. 49): ONO 0,2; OSO 0,1; SSO 1,0; SSW 0,5; I/1 0,5; 0/1 2,9; I/2 5,5; -II/2 3,7; 0/0 3,0. Feld 10: ONO 0,1; SSO 0,5; I/1 2,7; 0/0 3,1; 0/1 0,7; 0/2 1,1; -I/1 1,25; -I/1 1,25; -I/2 6,85; -II/1 1. Feld 11: ONO 0,2; SSW 0,5; SSO 1; I/1 0,6; 0/0 1,7; 0/1 1,4; 0/2 0,1; -I/1 4,25; -I/2 2,5; -II/1 2,45. Feld 12: SSW 0,5; SSO 1; I/2 0,2; I/1 0,4; 0/0 5,4; 0/-1 0,4; 0/1 0,2; 0/2 0,1; -I/1 5,55; -I/2 1,2; -II/1 2,45. Feld 13: 0. Feld 14: NNO 3,2; II/1 0,6; II/2 5,5; I/1 0,7; I/2 1,7; 0/1 1.

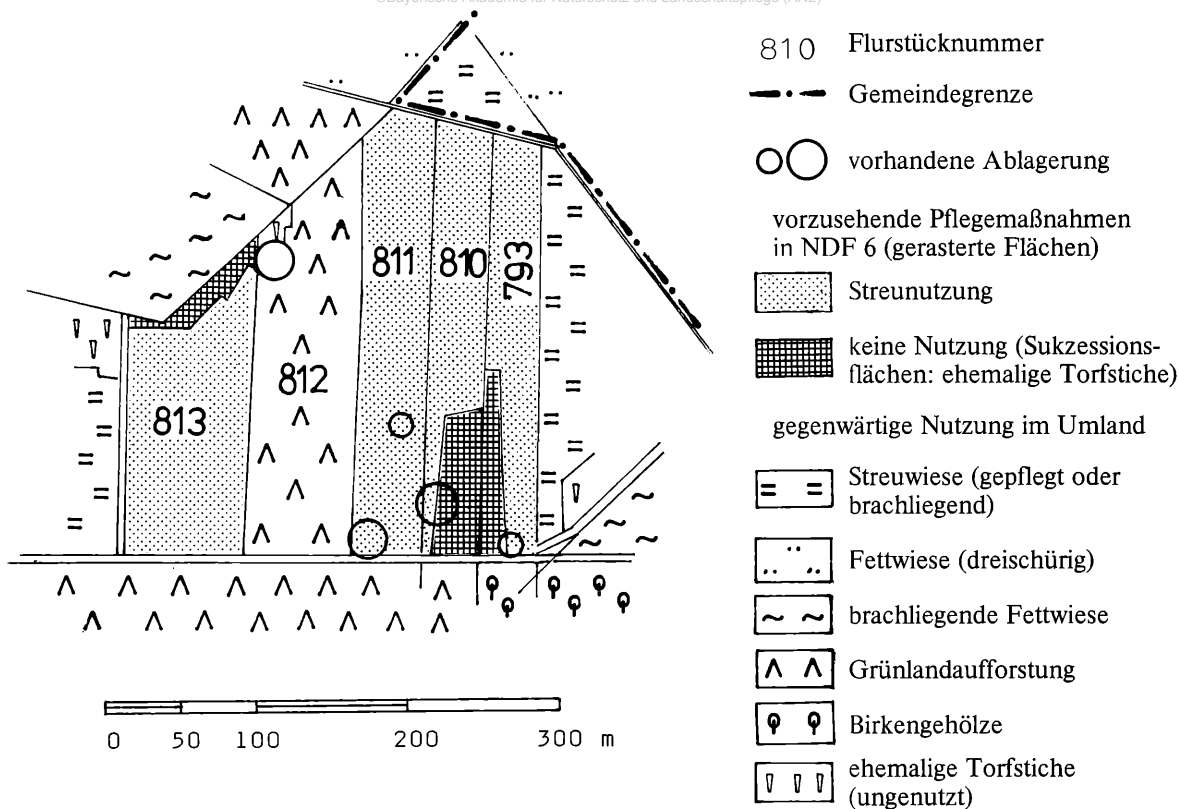


Abbildung 51:

Lage der beiden wertvollsten, in Abschnitt 5.2.3.3. bewerteten Streuland-Restflächen der Niedermoorlandschaft in der Aschach, Gemeinde Bad Aibling. Quelle: ZAHLHEIMER 1981a, geringfügig ergänzt.

Kartengrundlage: Flurkarte 1:5000, Blatt SO XIII 16. Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr 10 189/84.

1980/81 wurden die Flurstücke 793, 810, 811 und 813 als flächenhaftes Naturdenkmal vorgeschlagen, jedoch erfolgte keine Unterschutzstellung. Gegenwärtig Meliorationsversuche auf Flurstück Nr. 811 und massive Ablagerungen auf Nr. 810. Rasche Inschutznahme nach Art. 12 BayNatSchG in räumlich erweitertem Umfang und Durchführung von Pflegemaßnahmen dringend erforderlich.

floristischen Kartierung. Gegenstand der (hier manuell durchgeführten) Bewertung ist zunächst das 1 km²-Feld, dem die beiden Objektflächen angehören; es wurde in die Bestandeskarten eingezeichnet. Von den in den Florenlisten enthaltenen Sippen sind nur die »artenschutzrelevanten« berücksichtigt. Sie sind in Tab. 28 nebst den beobachteten Bestandesgrößenklassen zusammengestellt.¹

Zur Ermittlung der Lokalen Gefährdungswerte werden maßstabgerechte, transparente Bezugsquadratschablonen (Schnitt entsprechend Abb. 46) auf die Bestandeskarten aufgelegt. Erforderlich sind zwei Schablonen (Bezugsquadratkantenlängen 3 und 5 km). Die Belegungsverhältnisse der einzelnen Bezugsfiguren werden in Hilfskärtchen eingetragen (Abb. 52). Außerdem wird die Bestandesgrößenesamtsumme durch Addition der den einzelnen Bestandesgrößenpunkten entsprechenden Anzahl Bestandesäquivalente in der Bezugsraumfläche für jede Sippe gebildet. Vorkommen in den Naturschutzgebieten und Naturdenkmalfächen werden dabei zweimal gezählt.

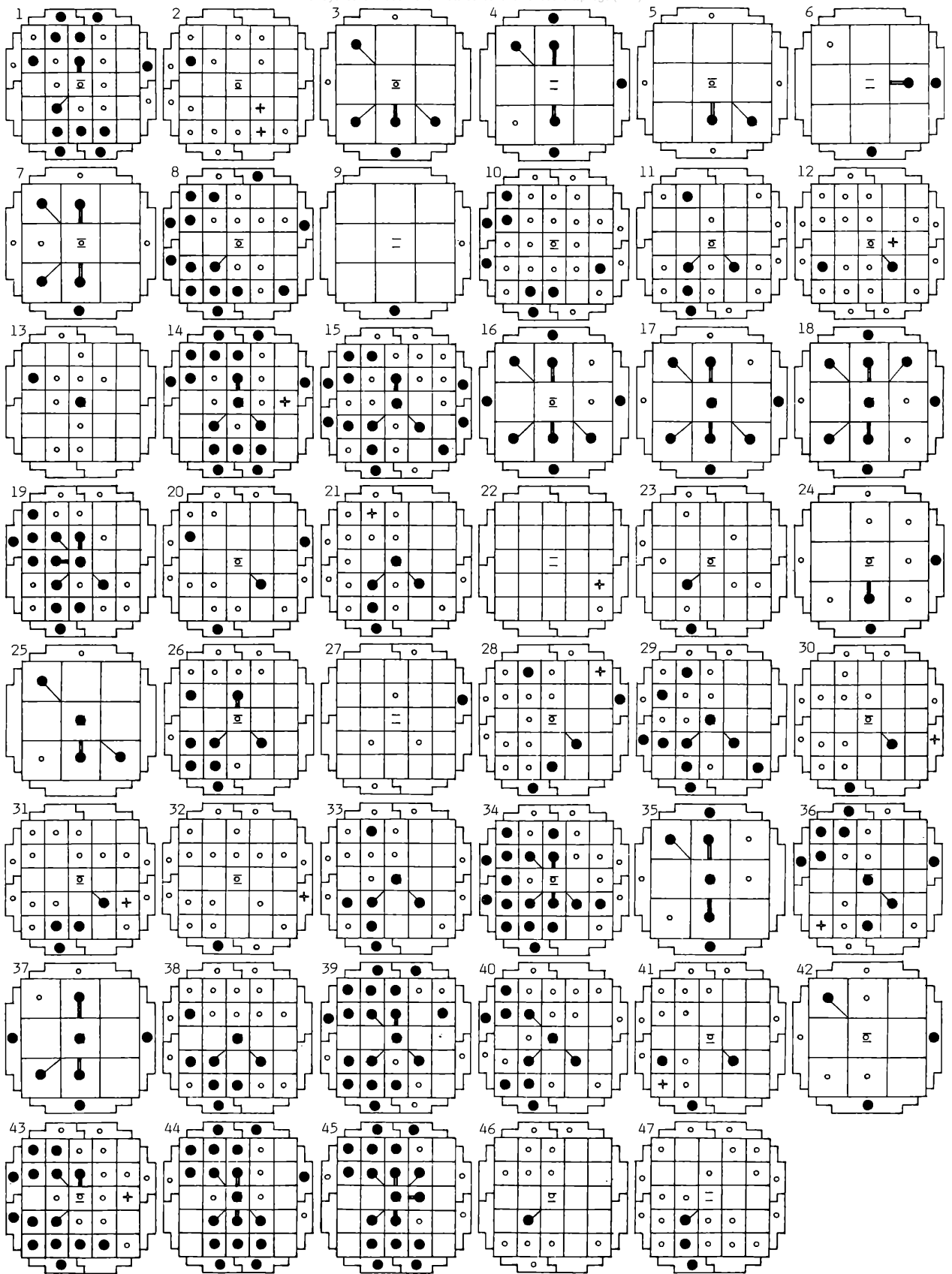
Die Höhe der einzelnen Maßgrößen, die Wertzahlen und die Lokalen Gefährdungswerte als deren Summe sind Tab. 27 zu entnehmen (Spanne der Relativwerte von 0,15 bis 0,98), ebenso die nach den Status in der Roten Landesliste und den Präsenzverhältnissen auf Quadrantenkarten der floristischen Kartierung Bayerns berechneten Regionalen Gefährdungswerte. Diese liegen trotz des Häufigkeits-Schwerpunkts der Sippenmehrzahl in Südbayern von vornherein so, daß sich eine Angleichung an den landesbezogenen Gefährdungsstatus nach Abschnitt 4.1.3. erübrigt (Spanne 0,13 bis 0,93).

Weist die Summe von Regionalem und Lokalem Gefährdungswert (Feldspezifischer Gefährdungswert) nur eine Spanne von 0,38 bis 1,91 auf, erscheint sie nach Umwandlung in den Feldspezifischen Artenschutzwert auf 0,55 bis 8,02 gestreckt (Tab. 27). Die Vereinfachten Populationspezifischen Artenschutzwerte als Ergebnisse der Multiplikation mit den Bestandesgrößenfaktoren bewegen sich zwischen 0,06 (Kleinstbestand von *Vaccinium uliginosum*) und 9,81 (Massenbestand von *Laserpitium prutenicum*; vgl. Tab. 28).

¹) Folgende artenschutzrelevante Sippen der beiden Streulandflächen blieben wegen zu erwartender sehr geringer WPA V-Werte oder zu unvollständiger Kartierungsunterlagen (= U) außeracht: *Campanula rotundifolia*, *Hieracium umbellatum* (U), *Juncus acutiflorus*, *Sanguisorba officinalis*, *Thymus pulegioides* und *Valeriana wallrothii* (U; hoher Lokaler Gefährdungswert!)

Obwohl sich die Anzahl artenschutzrelevanter Sippen auf beiden Teilflächen nur um 2 bzw. 5,3 % unterscheidet, differieren ihre Vereinfachten Floristischen Gütezahlen um 29,8 %, v. a. bedingt durch das Vorkommen des stark gefährdeten Wassernabels und erheblich größerer Bestände von *Laserpitium prutenicum* in einer Teilfläche. Die Floristische Gütezahl des Gesamtgebietes bringt deutlich zum Ausdruck, daß die beiden Teilflächen einander sinnvoll ergänzen (Wertsteigerung um 45,4 bzw. 22,2 %). Schließlich zeigt sich, daß Kleinstbestände von Sippen geringer Artenschutzrelevanz nur einen unwesentlichen Beitrag zum Gesamtwert liefern und daher auch ohne große Verzerrung des Bewertungsergebnisses vernachlässigt werden könnten.

Die Floristischen Gütezahlen als Kriterium der floristischen Artenschutzrelevanz sollten stets ergänzt werden durch Aussagen zur *konkreten* Bedeutung der Fläche für die Erhaltung minimaler Stützpunktsysteme der darauf wachsenden Sippen. Die schematische Berechnung von Werten für »potentielle Stützpunktfunktion« bei der Ermittlung Lokaler Gefährdungswerte kann dafür keinen Ausgleich bieten. – Auch der »Konkrete Stützpunktfunktionswert« ist ohne weiteres quantifizierbar, etwa indem für jedes *obligate*, innerhalb der Bezugsdistanz nicht ersetzbare Stützpunktvorkommen 1 Punkt, für jedes fakultative (innerhalb der Bezugsdistanz ein weiterer, annähernd adäquater Bestand vorhanden) 0,5 Punkte gegeben werden. Um der elementaren Bedeutung der konkreten Stützpunktfunktion für den Artenschutz gerecht zu werden, muß die Wertzahl explizit und unter Nennung der betroffenen Sippen angegeben werden. – Die ideale Bewertungsgrundlage ist die Standard-Stützpunktkarte (Abschnitt 3).



● ausreichend belegte Bezugsfigur
(Bestandesgrößensumme ≥ 2 Bestandesäquivalente)

○ unzureichend belegte Bezugsfigur

+ Bezugsfigur nur mit älteren, nicht mehr bestätigten Fundortsangaben

dem zentralen Bezugsquadrat benachbartes Bezugsquadrat:
mit ausreichender Belegung:

● Kantenkontakt (1 Punkt)

● nur Eckverbindung (0,5 Punkte)

Abbildung 52:

Hilfskärtchen für die Bewertung der Artenschutzrelevanz von Moor- bzw. Streulandpflanzen im 1 km²-Feld R 45 03 H 53 03 (Streuwiesen in der Aschach/Bad Aibling.)

Die Artnamen sind Tab. 27 zu entnehmen, die Nummern der zugrundeliegenden Bestandeskarten dem Abbildungsverzeichnis im Anhang.

Tabelle 27:

Sammlung und Verrechnung der Daten zur Ermittlung numerischer Artenschutzwerte von Moor- und Streulandpflanzen im 1 km²-Feld R 4503 H 5303 (Streuwiesen in der Aschach/Bad Aibling). Grundlagen: Bestandeskarten und daraus abgeleitete Hilfskärtchen der Abb. 52.

1fd. Nr. in Abb. 52	Bezugsquadrat- kantenlänge (km)	LOKALER GEFÄHRDUNGSWERT						REGIONALER GEFÄHRDUNGSWERT				Feld- spezi- fischer Gefähr- dungs- wert A+D	FELD- SPEZII- FISCHER ARTEN- SCHUTZ- WERT*** (WFA)	
		mittlere Bestandes- größe - Bestds. - Äquival. - B.Wert	potent. Stützpkt. Funktion - S.Grad - S.Wert	Belegung (Anzahl Bezugsfiguren) a) nur früher b) ausreichend c) unzureichd.	Verbund- situ- ation - V.Grad - V.Wert	Sel- ten- heit - S.Grad - S.Wert	Lokaler Gefähr- dungs- wert - absolut - relativ	Landes- bezogene Gefährdung - RLB-Status* - Lb.Gef.Wert	Selten- heit in Südbayern** - Präsenz-% - R.S.Zahl	Regio- naler- Gefähr- dungs- wert (B+C):2	D			E
							A	B	C	D	E			
1	<i>Andromeda polifolia</i>	3	> 2 0	1,5 1,5	a) - b) 13 c) 11	0,54 4	0,73 0,5	6 0,30	3 0,70	21,2 0,55	0,63	0,93	1,92	
2	<i>Arnica montana</i>	3	0,40 1,5	0 2	a) 2 b) 1 c) 14	0,06 8,5	0,45 1,5	13,5 0,68	3 0,70	29,4 0,45	0,58	1,26	3,27	
3	<i>Carex hostiana</i>	5	> 2 0	2,5 1	a) - b) 5 c) 6	0,45 5	0,33 2	8 0,40	3 0,70	28,4 0,45	0,58	0,98	2,09	
4	<i>Carex lasiocarpa</i>	5	> 2 0	2,5 1	a) - b) 6 c) 1	0,86 1,5	0,21 2,5	5 0,25	3 0,70	15,3 0,65	0,68	0,93	1,92	
5	<i>Carex lepidocarpa</i>	5	0,90 1,5	1,5 1,5	a) - b) 2 c) 10	0,17 7,5	0,36 1,5	12 0,60	0 0	31,3 0,40	0,20	0,80	1,51	
6	<i>Carex limosa</i>	5	2,15 0	1 2	a) - b) 3 c) 3	0,50 4,5	0,18 3	9,5 0,48	3 0,70	14,0 0,70	0,70	1,18	2,89	
7	<i>Carex pulicaris</i>	5	> 2 0	3 1	a) - b) 5 c) 6	0,45 5	0,33 2	8 0,40	3 0,70	16,4 0,65	0,68	1,08	2,47	
8	<i>Cirsium rivulare</i>	3	> 2 0	0,5 2	a) - b) 14 c) 10	0,58 4	0,73 0,5	6,5 0,33	- 0	39,7 0,35	0,18	0,51	0,80	
9	<i>Cladium mariscus</i>	5	1,67 0,5	0 2	a) - b) 1 c) 3	0,25 6,5	0,12 3,5	12,5 0,63	3 0,70	7,8 0,80	0,75	1,33	3,62	
10	<i>Crepis mollis</i>	3	1,82 0	0 2	a) - b) 8 c) 22	0,27 6,5	0,91 0	8,5 0,43	3 0,70	27,2 0,50	0,60	1,03	2,27	
11	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	3	1,13 1	1 2	a) - b) 5 c) 13	0,28 6,5	0,55 1	10,5 0,53	3 0,70	27,8 0,45	0,58	1,11	2,59	
12	<i>Dactylorhiza majalis</i>	3	0,70 1,5	0,5 2	a) 1 b) 2 c) 21	0,09 8	0,70 0,5	12 0,60	3 0,70	42,8 0,30	0,50	1,10	2,55	
13	<i>Dianthus superbus</i>	3	0,41 2,5	0 2	a) - b) 2 c) 9	0,18 7,5	0,33 2	14 0,70	3 0,70	23,2 0,55	0,63	1,33	3,62	
14	<i>Drosera rotundifolia</i>	3	> 2 0	2 1,5	a) 1 b) 17 c) 6	0,71 2,5	0,70 0,5	4,5 0,23	3 0,70	25,6 0,50	0,60	0,83	1,60	
15	<i>Epipactis palustris</i>	3	> 2 0	2 1,5	a) - b) 15 c) 15	0,50 4,5	0,91 0	6 0,30	3 0,70	41,7 0,30	0,50	0,80	1,51	
16	<i>Eriophorum angustifolium</i>	5	> 2 0	3,5 1	a) - b) 9 c) 4	0,69 3	0,39 1,5	5,5 0,28	- 0	31,1 0,45	0,23	0,51	0,80	
17	<i>Eriophorum latifolium</i>	5	> 2 0	3,5 1	a) - b) 8 c) 4	0,67 3	0,36 1,5	5,5 0,28	3 0,70	39,4 0,35	0,53	0,81	1,54	
18	<i>Eriophorum vaginatum</i>	5	> 2 0	3,5 1	a) - b) 9 c) 4	0,69 3	0,39 1,5	5,5 0,28	- 0	24,6 0,50	0,25	0,53	0,84	
19	<i>Galium boreale</i>	3	> 2 0	3,5 1	a) - b) 13 c) 11	0,54 4	0,73 0,5	5,5 0,28	- 0	39,9 0,35	0,18	0,46	0,70	
20	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	3	> 2 2	3,5 2	a) - b) 13 c) 11	0,24 7	0,52 1	12 0,60	3 0,70	19,3 0,60	0,65	1,25	3,22	
21	<i>Gymnadenia conopsea</i>	3	1,58 0,5	1 2	a) 1 b) 5 c) 15	0,24 7	0,61 0,5	10 0,50	- 0	42,0 0,30	0,15	0,65	1,11	
22	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	3	0,01 4,5	0 2	a) 1 b) 0 c) 1	0,00 9	0,03 4	19,5 0,98	2 0,90	1,7 0,95	0,93	1,91	8,02	
23	<i>Inula salicina</i>	3	0,83 1,5	0,5 2	a) - b) 2 c) 9	0,18 7,5	0,33 2	13 0,65	- 0	23,7 0,55	0,28	0,93	1,92	
24	<i>Juncus alpinus</i>	5	0,95 1	1 2	a) - b) 3 c) 9	0,25 6,5	0,36 1,5	11 0,55	- 0	26,7 0,50	0,25	0,80	1,51	
25	<i>Juncus subnodulosus</i>	5	1,48 0,5	2 1,5	a) - b) 4 c) 3	0,57 4	0,21 2,5	8,5 0,43	- 0	16,8 0,65	0,33	0,76	1,40	
26	<i>Lasertium prutenicum</i>	3	> 2 0	2 1,5	a) - b) 8 c) 9	0,47 5	0,52 1	7,5 0,38	2 0,90	6,4 0,85	0,88	1,26	3,27	
27	<i>Liparis loeselii</i>	3	0,21 3,5	0 2	a) - b) 1 c) 5	0,17 7,5	0,18 3	16 0,80	2 0,90	5,1 0,90	0,90	1,70	6,08	
28	<i>Menyanthes trifoliata</i>	3	1,44 0,5	0,5 2	a) 1 b) 5 c) 14	0,25 6,5	0,58 1	10 0,50	- 0	36,8 0,35	0,18	0,68	1,19	
29	<i>Parnassia palustris</i>	3	> 2 0	1 2	a) - b) 11 c) 11	0,50 4,5	0,67 0,5	7 0,35	- 0	43,5 0,30	0,15	0,50	0,78	
30	<i>Pinguicula vulgaris</i>	3	0,48 2,5	0,5 2	a) 1 b) 2 c) 14	0,12 8	0,48 1	13,5 0,68	3 0,70	34,7 0,40	0,55	1,08	2,47	

lfd. Nr. in Abb. 52	Bezugsquadrat-Kantenlänge (km)	LOKALER GEFÄHRDUNGSWERT						REGIONALER GEFÄHRDUNGSWERT			Feldspezifischer Gefährdungswert A+D E	FELDSPEZIFISCHER ARTENSCHUTZWERT*** (WFA)
		mittlere Bestandesgröße - Bestds. Äquival. - Wert	potent. Stützpkt. Funktion - S.Grad - S.Wert	Belegung (Anzahl Bezugsfiguren) a) nur früher b) ausreichend c) unzureichd.	Verbund-situation - V.Grad - V.Wert	Sel-ten-heit - S.Grad - S.Wert	Lokaler Gefährdungs-Wert - absolut - relativ A	Landes-bezogene Gefährdung - RLB-Status* - Lb.Gef.Wert B	Selten-heit in Südbayern** - Präsenz-% - R.S.Zahl C	Regio-naler-Gefährdungs-Wert (B+C):2 D		
31	3	1,06 1	0,5 2	a) 1 b) 4 c) 16	0,19 7,5	0,61 0,5	11 0,55	- 0	34,6 0,40	0,20	0,75	1,37
32	3	0,35 3	0 2	a) 1 b) 1 c) 20	0,05 8,5	0,64 0,5	14 0,70	- 0	51,0 0,25	0,13	0,83	1,60
33	3	2,05 0	1 2	a) - b) 7 c) 14	0,33 6	0,64 0,5	8,5 0,43	3 0,70	42,8 0,30	0,50	0,93	1,92
34	3	> 2 0	3,5 1	a) - b) 17 c) 12	0,59 3,5	0,88 0,5	5 0,25	- 0	49,3 0,25	0,13	0,38	0,55
35	5	> 2 0	2,5 1	a) - b) 7 c) 6	0,54 4	0,39 1,5	6,5 0,33	3 0,70	16,5 0,65	0,68	0,98	2,09
36	3	1,48 0,5	0,5 2	a) 1 b) 9 c) 8	0,50 4,5	0,52 1	8 0,40	- 0	27,4 0,50	0,25	0,65	1,11
37	5	> 2 0	2,5 1	a) - b) 7 c) 2	0,78 2	0,27 2	5 0,25	- 0	25,6 0,50	0,25	0,50	0,78
38	3	1,92 0	1 2	a) - b) 8 c) 15	0,35 6	0,70 0,5	8,5 0,43	3 0,70	27,7 0,50	0,60	1,03	2,27
39	3	> 2 0	2,5 1	a) - b) 18 c) 7	0,72 2,5	0,76 0,5	4 0,20	- 0	34,0 0,40	0,20	0,40	0,58
40	3	> 2 0	1,5 1,5	a) - b) 10 c) 13	0,43 5	0,70 0,5	7 0,35	- 0	22,7 0,55	0,28	0,63	1,07
41	3	1,03 1	0,5 2	a) 1 b) 3 c) 13	0,18 7,5	0,48 1	11,5 0,58	- 0	38,7 0,35	0,18	0,76	1,40
42	5	1,64 0,5	0,5 2	a) - b) 3 c) 7	0,30 6,5	0,30 2	11 0,55	3 0,70	19,8 0,60	0,65	1,20	2,98
43	3	> 2 0	2 1,5	a) 1 b) 14 c) 13	0,50 4,5	0,82 0,5	6,5 0,33	3 0,70	45,1 0,30	0,15	0,48	0,74
44	3	> 2 0	3,5 1	a) - b) 18 c) 6	0,75 2	0,73 0,5	3,5 0,18	3 0,70	23,6 0,55	0,63	0,81	1,54
45	3	> 2 0	4,5 0,5	a) - b) 18 c) 5	0,78 2	0,70 0,5	3 0,15	- 0	24,2 0,50	0,25	0,40	0,58
46	3	0,21 3,5	0,5 2	a) - b) 1 c) 13	0,07 8,5	0,42 1,5	15,5 0,78	- 0	32,2 0,40	0,20	0,98	2,09
47	3	0,93 1	0,5 2	a) - b) 3 c) 20	0,13 8	0,70 0,5	11,5 0,58	- 0	49,3 0,25	0,13	0,71	1,26

*) Bayerische Rote Liste, Entwurf für die Neufassung von SCHÖNFELDER 1984

**) Grundlage: unveröffentlichte Quadrantenkarten der Floristischen Kartierung Bayerns, Stand Ende 1983

***) $W_{FA} = 10^{0,5 \cdot E} - 1$

Tabelle 28:

Numerische Bewertung der Artenschutzrelevanz zweier Streuland-Restflächen in der Aschach, Gemeinde Bad Aibling (Lage: Abb. 51)

	FELDSPE- ZIFISCHER ARTEN- SCHUTZ- WERT (Tab. 27)	Skala (Einheiten: Be- standes- karten!)	BESTANDESGRÖSSE			VEREINF. POP. SPEZ. ARTENSCHUTZWERT		
			Allgem. Gr. Kl./Faktor f _G			Flurst. Nr.		
			Flurstück-Nr.			Gesamt- gebiet		
			793	813	811	793	810	813
<i>Andromeda polifolia</i>	1,92	F _a	I/0,1		I/0,1	0,19		0,19
<i>Arnica montana</i>	3,27	Z ₁ F _{a'}	III/0,5		III/0,5	1,64		1,64
<i>Carex hostiana</i>	2,09	Z ₁ F _{a'}	II/0,2	II/0,2	III/0,5	0,42	0,42	1,05
<i>Carex lasiocarpa</i>	1,92	F _a	IV/1	IV/1	IV/1	1,92	1,92	1,92
<i>Carex lepidocarpa</i>	1,51	Z ₁	I/0,1		I/0,1	0,15		0,15
<i>Carex limosa</i>	2,89	F _{a'}		I/0,1	I/0,1		0,29	0,29
<i>Carex pulicaris</i>	2,47	Z ₁ F _{a'}	IV/1		IV/1	2,47		2,47
<i>Cirsium rivulare</i>	0,80	Z ₁		II/0,2	II/0,2		0,16	0,16
<i>Cladium mariscus</i>	3,62	F _a		I/0,1	I/0,1		0,36	0,36
<i>Crepis mollis</i>	2,27	Z ₁		I/0,1	I/0,1		0,23	0,23
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	2,59	Z _I	II/0,2		II/0,2	0,52		0,52
<i>Dactylorhiza majalis</i>	2,55	Z _I	II/0,2	II/0,2	II/0,2	0,51	0,51	0,51
<i>Dianthus superbus</i>	3,62	Z ₁ F _{a'}		I/0,1	I/0,1		0,36	0,36
<i>Drosera rotundifolia</i>	1,60	Z ₁	IV-V/2,0	IV/1	V/2,5	3,20	0,36	0,36
<i>Epipactis palustris</i>	1,51	Z _r	III/0,5	II/0,2	III/0,5	0,75	0,30	0,75
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,80	F _a	IV/1	IV/1	IV/1	0,80	0,80	0,80
<i>Eriophorum latifolium</i>	1,54	Z ₁	V/2,5	IV/1	V/2,5	3,85	1,54	3,85
<i>Eriophorum vaginatum</i>	0,84	Z _r F _a	I/0,1		I/0,1	0,08		0,08
<i>Galium boreale</i>	0,70	F _{a'}	III/0,5	III/0,5	IV/1	0,35	0,35	0,70
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	3,22	Z _I	III/0,5	III/0,5	IV/1	1,61	1,61	3,22
<i>Gymnadenia conopsea</i>	1,11	Z _I	IV/1	IV/1	IV/1	1,11	1,11	1,11
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	8,02	F _{a'}	IV/1		IV/1	8,02		8,02
<i>Inula salicina</i>	1,92	F _{a'}		II/0,2	II/0,2		0,38	0,38
<i>Juncus alpinus</i>	1,51	Z ₁ F _{a'}	I/0,1	II/0,2	II/0,2	0,15	0,30	0,30
<i>Juncus subnodulosus</i>	1,40	F _a	I/0,1	IV/1	IV/1	0,14	1,40	1,40
<i>Laserpitium prutenicum</i>	3,27	Z ₁	V-VI/2,75	IV/1	VI/3	8,99	3,27	9,81
<i>Liparis loeselii</i>	6,08	Z _s		II/0,2	II/0,2		1,22	1,22
<i>Menyanthes trifoliata</i>	1,19	F _{a'}		II/0,2	II/0,2		0,24	0,24
<i>Parnassia palustris</i>	0,78	Z ₁	IV/1	IV/1	IV/1	0,78	0,78	0,78
<i>Pinguicula vulgaris</i>	2,47	Z ₁		III/0,5	III/0,5		1,24	1,24
<i>Platanthera bifolia</i>	1,37	Z _I	IV/1	IV/1	IV/1	1,37	1,37	1,37
<i>Polygala vulgaris</i>	1,60	Z ₁	II/0,2	III/0,5	IV/1	0,32	0,80	1,60
<i>Primula farinosa</i>	1,92	Z ₁	IV/1	IV/1	IV/1	1,92	1,92	1,92
<i>Ranunculus nemorosus s.str.</i>	0,55	Z ₁	II/0,2		II/0,2	0,11		0,11
<i>Rhynchospora alba</i>	2,09	F _a	I/0,1		I/0,1	0,21		0,21
<i>Salix repens</i>	1,11	Z _I F _{a'}	II/0,2	II/0,2	II/0,2	0,52	0,52	0,52
<i>Schoenus ferrugineus</i>	0,78	Z _r F _a	IV/1	IV/1	IV/1	0,78	0,78	0,78
<i>Scorzonera humilis</i>	2,27	Z ₁	II/0,2	II/0,2	II/0,2	0,45	0,45	0,45
<i>Selinum carvifolia</i>	0,58	Z ₁	II/0,2	II/0,2	III/0,5	0,12	0,12	0,29
<i>Serratula tinctoria</i>	1,07	Z ₁	IV/1	V/2,5	V/2,5	1,07	2,68	2,68
<i>Tofieldia calyculata</i>	1,40	Z ₁	I/0,1	IV/1	IV/1	0,14	1,40	1,40
<i>Trichophorum alpinum</i>	2,98	F _{a'}	IV/1	IV/1	IV/1	2,98	2,98	2,98
<i>Trollius europaeus</i>	0,74	Z ₁	II/0,2	II/0,2	II/0,2	0,15	0,15	0,15
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	1,54	F _a	IV/1	IV/1	IV/1	1,54	1,54	1,54
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0,58	F _a	I/0,1		I/0,1	0,06		0,06
<i>Viola canina s.str</i>	2,09	Z ₁	III/0,5	II/0,2	III/0,5	1,05	0,42	1,05
<i>Viola hirta</i>	1,26	Z ₁	I/0,1		I/0,1	0,13		0,13

 VEREINFACHTE FLORISTISCHE
GÜTEZAHL

50,58 35,52 65,00

Den beiden Aschach-Streulandflächen kommt überschlagsmäßig eine obligate Stützpunktfunktion für mindestens 10 Arten zu (*Arnica montana*, *Carex limosa*, *Gentiana pneumonanthe*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Laserpitium prutenicum*, *Liparis loeselii*, *Pinguicula vulgaris*, *Tofieldia calyculata*, *Trichoporum alpinum* und *Viola*

canina; vgl. die Bestandeskarten!), eine fakultative für weitere mindestens 8 (*Carex hostiana*, *C. lasiocarpa*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum angustifolium*, *Platanthera bifolia*, *Polygala vulgaris*, *Primula farinosa* und *Serratula tinctoria*). Der Wert für konkrete Stützpunktfunktion beträgt somit $10 \cdot 1 + 8 \cdot 0,5 = 14$ Punkte.

6. Anmerkungen zur Behandlung vegetationskundlicher Aspekte bei naturschutzorientierten Gebietsbewertungen

6.1. Allgemeines

Der »Naturschutzwert« eines Gebiets beruht hauptsächlich auf der artenschutzmäßigen Relevanz seiner biologischen Ausstattung (Sippeninventar: Artenschutz i. e. S., Lebensgemeinschaften: Artenschutz i. w. S.), der Ausprägung des ökologischen Eigenschafts- bzw. Wirkungsspektrums (einschließlich materieller Wohlfahrtswirkungen) und immateriellen »Sozialfunktionen« (Einfluß auf das Landschaftsbild, Erlebniswert, Bedeutung als wissenschaftliches Lehr- und Forschungsobjekt, natur- und kulturhistorische Bedeutung u. a.). Die breite Palette wertbestimmender Aspekte fordert die Entwicklung mehr oder weniger numerischer Bewertungsverfahren geradezu heraus, zwingt in der Praxis allerdings zur Beschränkung auf einen kleineren Ausschnitt der Vielfalt an Aspekten. Dies und die hohe Zahl subjektiv zu vollziehender Merkmalsgewichtungen führen meist zu Bewertungsmodellen, die nur in Teilbereichen (Landesplanung; ökologisch, zoologisch, botanisch) befriedigen. Sie vermögen daher keinen unanfechtbaren Ausdruck für den Naturschutzwert zu liefern, sondern nur recht ungleiche Partikel davon.

Prinzipiell gibt es wichtige *praktische Anwendung* für die »Naturschutzbewertung«. Dazu zählen neben der Prädikation von Gebieten im Rahmen von Verfahren zur Auswahl geeigneter Naturschutzobjekte (Spitzenbiotop usw.)¹, die schutzflächeninterne Differenzierung in Kern- und Rand- bzw. Pufferzonen, die Bewertung von Flächenalternativen bei Geländebeanspruchungen durch verschiedene Varianten von Bauprojekten, die ökologische Beweissicherung als Grundlage für Ersatz- bzw. Ausgleichsmaßnahmen, die Bewertung der »Protektivfunktionen« verschiedener Ökotoptypen und die quantitative Abschätzung von Änderungen der Protektivfunktionen ganzer ökologischer Raumeinheiten bei Verschiebungen des Mengenanteils der real oder potentiell in ihnen vorhandenen Vegetationstypen (diesen Aspekten widmete SCHUSTER 1980 in seiner durch ihre Logik, verfahrensmäßige Konsequenz und mathematische Exaktheit bestehenden Darstellung breiten Raum). Die Kombination aus Floristischer Gütezahle und konkretem Stützpunktfunktionswert ist wohl ein vernünftiger Ausdruck für die Artenschutzrelevanz des Sippeninventars einer Fläche; die für die naturschutzbezogene Bewertung vegetationsbedeckter Flächen wichtigen botanischen Gegebenheiten sind damit aber keineswegs abgedeckt. So ermöglicht z. B. erst ein auf breiter Grundlage ermittelter »Naturschutzwert« eine angemessene Einstufung bestimmter artenarmer, nach der Artengarnitur (und der Floristischen Gütezahle) oft drittrangiger Vegetationsformationen, wie etwa der (pflanzensoziologisch echten) Hochmoore. – Schließlich kann

¹) Dieses Feld deckte RINGLER 1982 in umfassender Weise ab, einschließlich der anzuschließenden Bewertung der Schutzdringlichkeit, der Ermittlung des zweckmäßigen Erhaltungstatus, der anzustrebenden Schutzgebietgestalt und wichtiger Gesichtspunkte bei der Realisierung der Schutzkonzepte.

dieser Naturschutzwert nicht nur ein gewichtiges Argument bei der Auseinandersetzung zwischen Gegnern und Befürwortern von Naturschutzmaßnahmen sein. Oft macht erst der Bewertungsvorgang manche der in die Wagschale zu werfenden Teilwerte bewußt.

Allerdings sind an die Qualität einer »Naturschutzbewertung« hohe Anforderungen zu stellen. Eine oberflächliche numerische Bewertung mag zwar den Verantwortlichen ein billiges Entscheidungs-Alibi mathematisch-naturwissenschaftlichen Antrichs zu liefern, der Sache selbst wird sie aber eher schaden.

– Unter den *Kriterien für die Brauchbarkeit* eines Bewertungsverfahrens sind besonders wichtig:

- der Umfang, in dem die eigentlichen, ideellen Wertmaßstäbe eines konservierenden Naturschutzes berücksichtigt werden (Vielseitigkeit)
- der Korrelationsgrad der analysierten Parameter mit diesen Wertmaßstäben
- der Überlappungsgrad der Bewertungsinhalte (jeder Aspekt sollte nur einmal bewertet werden).
- die Höhe der Gewichtung
- in Form der Zuordnung Meßwert – Bewertungsskala und
- der Teilwerte untereinander: Unwiederbringliche Gebietseigenschaften (z. B. Artenschutzwert, historisch gewachsene Strukturen) müssen im Mittelpunkt stehen und entsprechend stark zur Geltung kommen. Demgegenüber zweitrangige Aspekte dürfen nicht so stark gewichtet werden, da sie hohe Ergebnisse der bedeutenden Aspekte nivellieren können
- die Ansprüche an die Qualität (Korrektheit, Detailliertheit, Vollständigkeit) und Objektbezogenheit der Bewertungsgrundlagen. Konkret im zu bewertenden Gebiet gewonnene Daten ermöglichen eine treffsichere Bewertung, fremdbürtige Pauschalaussagen nicht
- die Begründbarkeit der einzelnen Verfahrensschritte und der Wertsyntheseregeln
- Transparenz und Nachvollziehbarkeit
- die Überschaubarkeit, Aufwendigkeit und Handhabbarkeit des Verfahrens (Benützung möglichst weniger Parameter mit hohem Aussagewert; angesichts der durch die Materie vorgegebenen Komplexität möglichst einfache Verfahrensgänge).

Hier sollen allerdings weder veröffentlichte Bewertungsmodelle nach diesen Brauchbarkeitskriterien untersucht noch der Versuch unternommen werden, ein eigenes, geschlossenes Bewertungsverfahren zu entwerfen. Es sollen lediglich Anmerkungen zur Tauglichkeit einzelner Bewertungsgegenstände gemacht werden, soweit diese geobotanischer Natur sind und nicht speziell ökologische oder soziale Funktionen betreffen.

6.2. Floristische Sachverhalte

Die einzelnen Bewertungsaspekte sind an verschiedene geobotanische Organisationsstufen gebunden: An die floristische Zusammensetzung, an Pflanzengesellschaften oder Vegetationskomplexe. Von den auf floristischer Ebene relevanten Gegebenheiten ist die (mengenmäßige) Repräsentanz bedrohter Sippen und damit die Bedeutung für den *Artenschutz i. e. S.* die weitaus wichtigste. Dabei müssen die Verhältnisse in mehreren hierarchischen Bezugsraumbenen betrachtet werden, vom lokalen bzw. subregionalen Bereich bis zum überregionalen. SCHUSTER (1980) berücksichtigt dies und RINGLER (1982) behandelt

Artenschutzaspekte in der gebührenden Breite und Differenziertheit. Den eigenen Überlegungen zu diesem Aspekt waren die vorhergegangenen Hauptabschnitte gewidmet, eine erneute Behandlung an dieser Stelle erübrigt sich. Die Modifikationen der »Floristischen Gütezahll« (Abschnitt 4.3.1. bzw. 5.2.) sind bei Verwendung zusammen mit einem Ausdruck für die konkrete Stützpunktfunktion (Abschnitt 5.2.3.3.) besonders gut geeignet, die Artenschutzseite bei der Naturschutzwertermittlung zu vertreten.

Verschiedene Autoren messen der *Artenvielfalt* (»diversität«) als Ausdruck für das floristische Potential, das Ausmaß biozönotischer Wechselwirkungen und (bedingt) für die Stabilität der Pflanzendecke des zu bewertenden Gebiets besonderes Gewicht bei. Die Verwendung absoluter Artenzahlen ist dafür allerdings ein wenig geeignetes Mittel. Der Bezug auf die Flächengröße (»Spezifische Artenzahl«) kann es nur bedingt verbessern. Gründe dafür sind u. a. die Abhängigkeit vom Charakter und der Zahl berücksichtigter taxonomischer Gruppen, die meist zwangsläufige Unvollständigkeit der Erhebungen (vgl. Abschnitt 1.3.3.1.2.) und das Hochschnellen der Sippenzahlen infolge von Störeinflüssen (Florenüberlagerung), die den Naturschutzwert eines Gebietes effektiv schmälern.¹

Prinzipiell bewährt hat sich die Berechnung der Sippendiversität nach der SHANNON-Formel, die bei jeder Sippe als bekannt den Anteil der Individuenzahl an der Individuengesamtzahl aller Sippen voraussetzt. Der Diversitätsindex wächst mit der Zahl der Arten und der Ähnlichkeit und Kleinheit ihrer Mengenteile. Wegen der häufigen Schwierigkeiten einer eindeutigen Abgrenzung zahlreicher im Bestand wachsender Pflanzensippen (vgl. Abschnitt 1.2.1.) ist diese Formel allerdings nur in transformierter Form auf die Pflanzendecke anwendbar, die die Individuenzahl durch andere Maßeinheiten für die Pflanzenmenge ersetzt. SCHUSTER (S. 379 ff.) findet einen Ausweg, indem er die Sippendiversität vegetations-typenweise ermittelt und in die Formel Stetigkeitsanteile einsetzt. Seine Zusatzforderung, daß sich die Unterschiede in den Artenzahlen voll und nicht nur in ihrem logarithmischen Verhältnis auswirken sollen, veranlaßt ihn, die Formel weiter zu modifizieren.

Wirklich naturschutzwertkonform kann allerdings nur ein Diversitätsbegriff sein, der neben der Quantität (Pflanzenmenge, Bestandesgröße) die Qualität der einzelnen Sippen (unter Artenschutzgesichtspunkten) berücksichtigt. Ein solcher wertbezogener Diversitätsausdruck müßte mit der Zahl und der Bestandesgröße artenschutzrelevanter Sippen wachsen. Dabei können wesentliche Verzerrungen vermieden werden, wenn anstelle relativer Angaben (Anteile) absolute Mengen (Bestandesgrößen) verwendet werden. Weiterhin sollte die unterschiedliche artenschutzmäßige Bedeutung der einzelnen Bestandesgrößen in Rechnung gestellt werden; dies wird größenordnungsmäßig befriedigend dadurch erreicht, daß die Quantität in der Einheit Bestandesäquivalent wiedergegeben wird (vgl. Abschnitt 2.3.2.). Beschränkte man die Auswahl auf die artenschutzrelevanten Sippen der Abb. 19 und verzichtete auf eine weitere qualitätsmäßige Differenzierung, so errechnete sich die naturschutzwertbezogene Diversität einfach als Summe der den einzelnen Sippen zukommenden Bestandesäquivalente. Anspruchsvoller ist selbstverständlich eine weitere Differenzierung nach dem Naturschutzinteresse an den einzelnen Sippen. Damit resultiert letztendlich ein Ausdruck, der der Floristischen Gütezahl entspricht oder mit anderen Worten: Die artenschutzrelevanten Diversitätsaspekte sind in ihr bereits enthalten. Es erübrigt sich, die Diversität als eigenen Teilwert im Rahmen einer numerischen Naturschutzwertermittlung darzustellen.

¹) vgl. hierzu auch die Ausführungen von HAEUPLER 1974, S. 64.

Verwandt mit der Diversitätsbetrachtung ist die der *Repräsentativität* eines Pflanzenbestandes für einen bestimmten Biozönose-Typ (bzw. Vegetationskomplex).¹ Es ist dies kein Kriterium, das allgemein Eingang in eine Naturschutzbewertung finden könnte; es kann aber brauchbar sein, wenn es darum geht, unter einzelnen, auch in ihrem Artenschutzwert nicht signifikant zu unterscheidenden Vegetationsbeständen eines eng begrenzten Bezugsraums (z. B. Landkreis, Gemeinde) diejenigen herauszufinden, die hinsichtlich ihrer floristischen Ausstattung am bezeichnendsten für den Vegetationstyp sind. Im allgemeinen wird dieses Kriterium höchstens als Hilfsgröße für die Auswahl potentieller Naturschutzobjekte niedrigen Status (z. B. geschützter Landschaftsbestandteil nach Art. 12 BayNatSchG) dienstbar sein. Die Erfassung aller einschlägigen Flächen des Bezugsraums bildet die Voraussetzung für seine Anwendung.

Der floristische Typus als Vergleichsbasis kann mit Hilfe von Bestandesbeschreibungen bestimmt werden, die die Teilmenge aller »wesentlichen Sippen« enthalten, also neben den artenschutzrelevanten vor allem auch die mengen- und häufigkeitsmäßig hervortretenden (vgl. Abschnitt 1.3.3.2.): Als nützlich erweist sich hier der in der Vegetationskunde eingeführte Begriff der *charakteristischen Artenkombination*, die für diesen speziellen Zweck so definiert wird, daß sie alle die »wesentlichen« Sippen umfaßt, die in mindestens 40% der Bestände vorkommen. Damit könnte einfach ein »Homogenitätswert« (etwa im Sinne von PFEIFFER; H., 1957: 100fache Artenzahl des vorliegenden Bestandes dividiert durch Artenzahl der charakteristischen Kombination) errechnet werden.

In der Praxis wird man jedoch dem nur typischen, eine nur geringe prozentuale Abweichung vom Vergleichsstandard aufweisenden Bestand denjenigen vorziehen, der überdurchschnittlich reich erscheint, d. h. meist auch eine größere Artenvielfalt besitzt. Armut und Reichhaltigkeit müssen deshalb explizit in Form des prozentualen Anteils im Vergleich zur charakteristischen Artenkombination fehlender und überschüssiger Sippen aufgeführt werden. Besonders schutzwürdig sind Flächen, deren Flora durch ein minimales Artendefizit und einen maximalen Anteil zusätzlicher Sippen gekennzeichnet ist. Hierzu ein Beispiel:

Die charakteristische Artenkombination von 21 Mangfall-Auwald-Restflächen in der Gemeinde Bad Aibling (Tab. 29) umfaßt (ohne Kryptogamen) 64 »wesentliche« Sippen. Der reichste Bestand besitzt diese Artenkombination zu 100% und zusätzliche 13 »wesentliche« Sippen, der ärmste besitzt keine zusätzlichen Sippen, gleichzeitig fehlen ihm aber 8 (12,5%). Die Mehrzahl der Bestände weist gleichzeitig ein Sippendefizit und ein Sippenplus auf (z. B. 6 Sippen = 9,4% zusätzlich, 5 Sippen = 7,8% fehlend).

Den *Schichtungsverhältnissen* schenkt SEIBERT (1980) im Rahmen seiner »ökologischen Bewertungsformel« Beachtung. Diese soll »bei der Entscheidungsfindung für Planungsalternativen wie auch bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten« Anwendung finden (S. 11). Hierfür werden die einzelnen Schichten nach ihrem Ausprägungsgrad (Deckungsgrad) zusammen mit der Artenzahl zu einem Diversitätswert verrechnet. (S. 17).

Die Schichtungsverhältnisse sind ein Aspekt aus dem bewertungsmäßig eigenständigen Bereich struktureller Ausprägung bzw. Vielfalt. Sie sind nur locker korreliert mit naturschutzrelevanten Sachverhalten wie Stabilität der Biozönose, Artenkapazität, ökologischer Ausgleichsfunktion und Bedeutung für das Landschaftsbild (Fernwirkung). Hochorganisierte, aber artenschutzmäßig wenig ergiebige Vegetationsformationen werden in einigen Fällen (z. B. Auwälder) durch die Berücksichtigung der Schichtungsverhältnisse in wünschbarer Weise aufgewertet. Andererseits führt diese aber vielfach zu Verzerrungen des Bewertungsergebnisses, z. B. wenn eine offene, lebende Hochmoorfläche nach Störungen des Wasserhaushalts in einen sekundären Moorwald übergeht, der dann höher zu bewerten wäre, oder wenn ein Tannen-Buchen-Wald aufgerissen wird, so daß sich eine Strauchschicht entwickeln kann. Sehr problematisch ist auch die Idee, einen Schichtungsbonus zu vergeben, der mit dem Deckungsgrad wächst. Eine weniger stark entfaltete, locker angeordnete Gehölzschicht kann im Zusammenhang mit den nun auftretenden Grenzlinieneffekten biologisch bedeutender sein als ein geschlossener Bestand usw.. Überhaupt kann damit dem Naturschutzwert nicht Rechnung getragen werden, da der Optimalzustand verschiedenartiger Biozönosen unter ganz unterschiedlichen Schichtungsbedingungen erreicht wird.

Festzuhalten ist weiterhin, daß eine adäquate Bewertung der Schichtungsverhältnisse neben der vertikalen Entfaltung und der horizontalen Dichte gleichrangig die räumliche Verteilung auf der Gebietsfläche berücksichtigen müßte. Die Ausbildungsgestalt (punktuell, linienförmig oder flächenhaft) sowie die Art und das Ausmaß der Verzahnung der Schichten beeinflussen erheblich die Naturschutzbedeutung. Insgesamt erfordert eine akzeptable Bewertung des Aspekts »Schichtenstruktur« eine sehr differenzierte Betrachtungsweise; eine befriedigende numerische Behandlung wird entsprechend schwierig. Schließlich muß betont werden, daß es sich bei der Bestandesschichtung (in unseren Breiten) meist um ein reversibles, in weiten Grenzen manipulierbares Merkmal han-

¹) Repräsentativität wie bei WILLMANN'S und DIERSSEN 1979, S. 545, im Sinne von »typischer, für eine Region charakteristischer Ausbildung« definiert (und dort als eines der »wichtigsten substantiellen Kriterien des Artenschutzwertes« eingestuft).

Tabelle 29:

Charakteristische Artenkombination der Gefäßpflanzenflora der Mangfall-Auwaldreste in der Gemeinde Bad Aibling

(Vorkommen in mindestens 40 % der 21 untersuchten Einzelflächen; Quelle: ZAHLHEIMER 1981, S. 47 ff.; Anordnung nach abnehmender Stetigkeit:

BÄUME: *Fraxinus excelsior*, *Alnus incana*, *Quercus robur*, *Picea abies*, *Acer pseudoplatanus*, *Pinus sylvestris*, *Salix eleagnos*, *S. fragilis* agg., *Ulmus glabra*, *Tilia platyphyllos*.

STRÄUCHER: *Lonicera xylosteum*, *Cornus sanguinea*, *Prunus padus*, *Ligustrum vulgare*, *Sambucus nigra*, *Viburnum lantana*, *Crataegus monogyna*, *Euonymus europaea*, *Viburnum opulus*, *Rhamnus catharticus*, *Clematis vitalba*, *Daphne mezereum*, *Berberis vulgaris*, *Prunus spinosa*, *Salix purpurea*, *Ribes rubrum*, *Salix nigricans*.

GRÄSER und KRÄUTER: *Aegopodium podagraria*, *Stachys sylvatica*, *Brachypodium sylvaticum*, *Paris quadrifolia*, *Asarum europaeum*, *Carex alba*, *Symphytum tuberosum*, *Polygonatum multiflorum*, *Deschampsia cespitosa*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Colchicum autumnale*, *Lamium montanum*, *Rubus caesius*, *Anemone nemorosa*, *Melica nutans*, *Listera ovata*, *Angelica sylvestris*, *Knautia dipsacifolia*, *Urtica dioica*, *Euphorbia dulcis*, *Viola mirabilis*, *V. reichenbachiana*, *Carex sylvatica*, *Calamagrostis varia*, *Pulmonaria officinalis*, *Viola collina*, *Carex acutiformis*, *Humulus lupulus*, *Phalaris arundinacea*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Brachypodium pinnatum*, *Carex ornithopoda*, *Galium album*, *Cirsium oleraceum*, *Euphorbia cyparissias*, *Geum urbanum* und *Galium aparine*.

delt, das nur mit geringem Gewicht in die Gesamtbewertung eingehen darf und höchstens ergänzenden Charakter tragen kann. Es fragt sich daher, ob der Aufwand im Rahmen einer allgemeinen Naturschutzbewertung überhaupt gerechtfertigt ist. SCHUSTER (S. 359) lehnt es ab, die Schichtung »als gesonderten Wertträger« einzubeziehen.

In seinem vorbildlichen Bestreben, prinzipiell alle Naturschutzaspekte anhand primär quantifizierbarer Indikatoren zu bewerten, wählte SCHUSTER (S. 384–386) den *Neophytenanteil* an der Gesamtartenzahl von Vegetationstypen als Gradmesser ihrer Natürlichkeit. Sicher ist es so, daß ein hoher Neophytengehalt mehr oder weniger naturferne Vegetationseinheiten erkennen läßt. Abgesehen davon, daß der *Natürlichkeitsgrad* nur unter besonderen Vorkehrungen in die Naturschutzbewertung einfließen sollte (mehr hierzu in Abschnitt 6.4.), erscheint es doch recht gewagt, das ganze Spektrum vom natürlichen, ahemeroben Vegetationstyp bis zum polyhemeroben durch gleichgroße Intervalle des Neophytenanteils abzudecken zu wollen. In geschlossenen, syntaxonomisch hochstehenden Vegetationsbeständen wird sich unabhängig vom primären oder sekundären Bestandescharakter vielfach kein Unterschied im Neophytenanteil zeigen. So dürfte es schwerlich möglich sein, naturnahe Waldgesellschaften und (sekundäre) Halbkulturformationen wie Pfeifengras-Streuwiesen nach Neophytenanteilen zu differenzieren, während andererseits auch Vegetationsformationen, die zum natürlichen Landschaftsinventar gehören, wie z. B. Pioniergesellschaften auf Flußbänken, mitunter einen recht hohen Neophytenanteil erreichen.

Der Neophytenanteil vermag aber einen brauchbaren Ausdruck für den *Verfremdungsgrad* von Pflanzenbeständen zu liefern; dies trifft insbesondere für primär neophytenfreie Natur- und Halbkulturformationen zu. Wenn hier Neophyten auftreten, so zeigen sie stets gestörte Zustände an. Sie vermögen im allgemeinen erst Fuß zu fassen, wenn das Bestandesgefüge durch mechanische Einwirkungen, durch negative edaphische Veränderungen oder das Aufheben der traditionellen Nutzung aufgebrochen wurde. Mit den Neophyten treten dann aber auch Idiochoren und Archäophyten unter den Ruderalpflanzen auf (insbesondere Sippen der *Chenopodietaea*, *Onopordetalia*, *Agropyreteae*, des *Polygonion avicularis* u. s. f.). Sie alle zusammen vermitteln ein Bild von der *Gestörttheit* eines Gebietes. Dabei ist der Bestandesgrößenanteil dieser Störzeiger ebenso wichtig wie ihre Zahl. Ein brauchbarer Ausdruck wird erhalten, wenn alle die Störzeiger und die kultivierten (Forstbaumarten!) bzw. angesalbten Sippen berücksichtigt werden, die als häufige oder mengenmäßig hervortretende Sippen zu den »wesentlichen« der Pflanzendecke gehören. Die geeignete rechnerische Form dafür ist der Anteil dieser Gruppen an der Gesamtzahl der mengen- und häufigkeitsmäßig hervortretenden Sippen des Gebiets, wobei jede Schicht für sich verrechnet werden sollte. Die Summe der schichtweisen Werte müßte dann mit einem negativen, wertmindernden Vorzeichen in die numerische Naturschutzbewertung einfließen oder aber explizit – mit der Funktion eines Warnsignales – angegeben werden.

6.3. Verhältnisse auf Pflanzengesellschafts-Ebene

6.3.1. Allgemeines; der Gesellschaftsschutz-Wert

Unter den Naturschutzziele rangiert nach dem Artenschutz (i. e. S.) der Schutz von Lebens- bzw. *Pflanzengemeinschaften* (»*Gesellschaftsschutz*«). Standortliche Bedingungen, verschiedenartige historische Vorgänge und mannigfache Wechselwirkungen zwischen den Sippen und Individuen verleihen den Pflanzengemeinschaften ein geordnetes Gefüge; als

höhere Organisationsstufen verkörpern sie mehr als die Summe ihrer Elemente, denen gegenüber sie verschiedene neue Eigenschaften aufweisen (z. B. das Sukzessionsvermögen, die Variabilität der Zusammensetzung). Andererseits besitzen die als Arbeitsbegriff zu verwendenden *Pflanzengesellschaften* (abstrakte Vegetationstypen, Syntaxa) sippenähnliche Eigenschaften, wie die Vorkommensgröße oder Areale (die von denen ihrer Charakterarten beträchtlich abweichen können).

Unter den Bewertungskriterien gibt es entsprechend solche, die auch schon auf floristischer Ebene Verwendung fanden (Seltenheit und Vorkommensgröße, Arealerhalt) und neuartige, wie die Vollständigkeit oder Vielfalt der Ausbildungen. Grundsätzlich ist darauf zu achten, daß nicht versteckt Sachverhalte noch einmal bewertet werden, die bereits auf floristischem Niveau berücksichtigt wurden. So ist es z. B. unzulässig, die Gefährdung von Pflanzengesellschaften nach ihrem Gehalt an bedrohten Sippen festzulegen, wenn diese bereits Gegenstand eines eigenen Bewertungsvorganges war.

Durch das hohe Maß an Irreversibilität erhält die Bewertung der pflanzensoziologischen Ausstattung eines Gebietes besonderes Gewicht.

Leider gestaltet sie sich in der Praxis sehr viel schwieriger als die der floristischen Sachverhalte. Dies gilt besonders dann, wenn auch hier an das zugrundeliegende Datenmaterial Qualitätsanforderungen wie einwandfreie und zugleich detaillierte (syn-)taxonomische Ansprache, Vollständigkeit und adäquate Erfassung der Vorkommensgröße gestellt werden sollen.

Vielfach ist eine exakte Ansprache erst nach der tabellarischen Verarbeitung umfangreichen Aufnahmematerials von vergleichbaren Pflanzengemeinschaften der Region und nach der Ausarbeitung von Kartierungsschlüsseln möglich. Wo einzelne Standorte nicht scharf geschieden sind, ergeben sich zudem Abgrenzungsprobleme. Weiterhin ist die Verbreitung der Pflanzengesellschaften oft nur ansatzweise bekannt. Dazu kommt, daß in der Syntaxonomie noch viele Unklarheiten bestehen. – Eine wirklich befriedigende Bewertung der phytozönotischen Sachverhalte kann daher nur der erfahrene, mit den regionalen wie überregionalen Verhältnissen vertraute Pflanzensoziologe leisten.

Trotzdem wäre es falsch, die pflanzensoziologische Seite einfach zu ignorieren; viele Lebensraumtypen erfahren erst durch ihren Einbezug eine angemessene Bewertung. Als oft benutzter Notbehelf bietet

sich der Verzicht auf syntaxonomische Schärfe durch den Bezug auf höhere synsystematische Einheiten an (Unterverbände, Verbände). Die Praxis zeigt allerdings oft, daß ein allzu legerer Gebrauch solcher Vegetationstypen den ohnedies unvermeidbar großen subjektiven Spielraum ungebührlich ausweitet und die auch auf dieser Integrationsstufe noch vorhandene Nützlichkeit dieser Bewertungskomponente in Frage stellt. – In dem Maße, in dem die pflanzensoziologischen Aspekte vergrößert und verallgemeinert werden, muß ihr rechnerisches Gewicht für den Naturschutz-Gesamtwert reduziert werden.

Analog zu den Zielen des Artenschutzes lassen sich solche des *Gesellschaftsschutzes* formulieren: Er strebt die Erhaltung aller Pflanzengesellschaften (auf der Basis kleiner syntaxonomischer Einheiten etwa vom Rang der Subvariante) in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet (Gesellschaftsareal) und allen standörtlichen Positionen an. Wie bei den Sippen sind auch die einzelnen Pflanzengesellschaften Träger von Qualitäten, die ihre unmittelbare gesellschaftsschutzmäßige Bedeutung bestimmen, während sich andere Werteigenschaften durch ihre Rolle für die strukturelle Vielfalt, für die Stabilität der Pflanzendecke des zu bewertenden Gebietes usw. ergeben. Dem Gesellschaftsschutzwert muß wie dem Artenschutzwert die subregionale bis überregionale Gefährdungssituation als Maßstab dienen. – Im folgenden können nur kurze Anmerkungen zu den einzelnen Kriterien gemacht werden.

Für Bewertungszwecke erübrigt sich die Berücksichtigung von Trivialgesellschaften; *Ausschlußkriterien* müssen die gesellschaftsschutzrelevanten von den nichtrelevanten Phytozönosen scheiden. Dafür braucht Tab. 19 nur geringfügig modifiziert zu werden: Gesellschaftsschutzrelevant sind nicht-künstliche Phytozönosetypen, in welchen die Neophyten zurücktreten und die der ursprünglich natürlichen Vegetation zuzurechnen sind oder gegenüber den Zeiten der vormodernen Landnutzung starke Einbußen erlitten haben (mehr oder weniger ausgeprägter Reliktcharakter).

6.3.2. Bewertung der subregionalen Verhältnisse

Auf subregionalem Niveau kann auch bei Pflanzengesellschaften nach den hier überschaubaren, konkret zahlenmäßig faßbaren Verhältnissen bewertet werden. Da das Kriterium »Gen-Fluß-Wahrscheinlichkeit« entfällt, rückt der Gesichtspunkt *Arealerhaltung* in den Mittelpunkt. Arealgeographische Extrempositionen sind besonders erhaltungswürdig und müssen höher bewertet werden als Vorkommen im Arealzentrum; Vorkommen in kleinen Arealen höher als solche in großen.

Die Kriterien genetischer Verbund, Stützpunktsystem, maximaler Populationsabstand müssen auf Gesellschaftsebene durch eine willkürliche Festlegung von *Seltenheitsbedingungen* ersetzt werden. SCHUSTER 1980 (S. 382) verzichtet auf einen geographisch eindeutig abgegrenzten Bezugsraum: Er orientiert sich am Eindruck regionaler/lokaler Seltenheit oder Gefährdung. WITSCHHEL (1979) und RINGLER (1980a, 1982) vergeben Seltenheitspunkte an Pflanzengesellschaften, die nur 1- bis 2mal im Naturraum auftreten. Der Bezug auf starre geographische Einheiten ist bei Betrachtungen im subregionalen Bereich aber ebenso unbefriedigend wie bei der Sippenbewertung (vgl. Abschnitt 2.2.1.). SEIBERT (S. 21) löst sich von derartigen Bezugsräumen. Er vergibt einen »Präsenzwert«, dessen Höhe mit der Distanz zum nächsten

vergleichbaren Vorkommen (seiner nach vegetationskundlichen Kriterien definierten Ökosystemtypen) wächst.¹

Bei RINGLER (1980a, 1982) erhalten nur die »besten« bzw. größten Vorkommen einer Lebensgemeinschaft im Naturraum einen Bonus, bei WITSCHHEL alle guten und großflächigen Ausbildungen. Zweckmäßig ist jedoch eine durchgehende Bewertung der *Vorkommensgröße*. Bei ihrer Erfassung ist kein so differenziertes Vorgehen wie bei den Sippen erforderlich; im allgemeinen genügt es, generell die flächenhafte Ausdehnung zu ermitteln. Absolute Flächenangaben sind aber nur in transformierter Form tauglich. Ebenso, wie bei der Populationsgrößenschätzung ein Zusammenhang mit der Größe und anderen Wuchseigenschaften der Sippen hergestellt werden mußte, müssen auch hier die Größenangaben (anders als bei der Bewertung ökologischer Sachverhalte) an die gesellschaftsspezifischen Gegebenheiten angepaßt werden. Ein 1000 m² großer Sauerhumus-Tannen-Buchen-Wald kann nicht dieselbe Wertigkeit besitzen wie ein ebenso ausgedehntes Vorkommen von Moortümpel-Wasserschlauch-Gesellschaften oder von Wasserlinsen-Gesellschaften. Einen brauchbaren Maßstab bietet der *gesellschaftsspezifische Minimalraum*, der Platz, den eine Pflanzengesellschaft in der Regel benötigt, um seine normale Artengarnitur auszubilden. Er schwankt zwischen wenigen Quadratdezimetern und mehreren Aren. Die Vorkommensgröße sollte dementsprechend in Minimalraum-Vielfachen angegeben werden, wobei auch hier dem Nährungscharakter des ganzen Bewertungsverfahrens entsprechend stufenweise geschätzt werden kann, z. B. 1 = deutlich geringere Ausdehnung als der Minimalraum, 2 = Ausdehnung ungefähr dem Minimalraum entsprechend, 3 = Ausdehnung 2- bis 10mal so groß wie der Minimalraum usw..

Die Verbreitung und die Vorkommensgröße können und sollten analog zur floristischen Bestandskarte in Form einer *phytozönotischen Bestandskarte* dargestellt werden (vgl. Abschnitt 1.4.2.).

Unter seinen komplexen Bewertungskriterien verwendet SCHÖNFELDER (1978, S. 83) neben der Flächengröße und der Seltenheit die *Zahl der Ausbildungen*. WITSCHHEL vergibt pauschal für das Vorhandensein mehrerer Ausbildungen pro »Gesellschaft« einen Punkt. Ohne weiteres wäre auch eine differenzierte numerische Bewertung der Ausbildungen selbst möglich. Allerdings wird das Bewertungsergebnis dann sehr vom Umfang des Aufnahmемaterials und der Akribie seiner tabellarischen Verarbeitung abhängig und damit stark subjektiv. Es scheint daher zweckmäßig, im Rahmen einer allgemeiner Naturschutzbewertung wie WITSCHHEL zu verfahren und beim Vorliegen mehrerer Ausbildungen ohne Rücksicht auf ihre tatsächliche Anzahl einen Bonus zu vergeben. – Das Vorliegen mehrerer Ausbildungen kann auf der Bestandskarte durch eine Zusatzsignatur kenntlich gemacht werden.

Ein weiteres Qualitätsmerkmal, die *Vollständigkeit* der Artengarnitur von Pflanzengesellschaften läßt sich durch den prozentualen Anteil an der charakteristischen Artenkombination ausdrücken. Befriedigende Aussagen darüber werden nur in Ausnahmefällen möglich sein. Die Angabe besonderer Vollständigkeit bzw. Reichhaltigkeit kann in nicht-numerischer Form im Rahmen einer schriftlichen Ergänzung weiterer wertbestimmender Aspekte bei den betroffenen Gebieten erfolgen. An dieser Stelle könnte auch das Merkmal *Repräsentativität* im Sinne WITSCHHELs (für den Bezugsraum besonders bezeichnende oder darin besonders gut ausgebildete Gesellschaften) in die Wertbegründung eingebracht werden.

Die wesentlichen subregionalen Bewertungsfaktoren (Seltenheit, Areallage, Vorkommensgröße) lassen sich in praktischer Weise wie bei den Sippen in einem Zahlenausdruck erfassen, wenn auch hier das Ringsegment-Bezugssystem oder das Quadratgitter als Bewertungsrahmen verwendet wird (vgl. Abschnitt 2.2.2. ff. und 5.2.). Anstelle verschiedener Bezugs-

¹) Ein Mangel ist dabei allerdings die Kürze der betrachteten Entfernung: Innerhalb von 5 km werden alle Wertstufen durchschritten.

distanzen genügt die einheitliche Festlegung eines Radius des zu berücksichtigenden Umfeldes. Mit 30 bis 50 km dürfte er in der richtigen Größenordnung liegen. – Als vollwertig zu behandeln sind Vorkommen von der oben charakterisierten Größenstufe 3 an aufwärts. Kleine Areale oder abgesprengte Arealteile können wie bei den Sippen durch eine Verkleinerung des Bezugsraums und die Festlegung minimaler Vorkommensgrößen wertmäßig berücksichtigt werden (vgl. die Abschnitte 2.2.3 und 2.2.5.).

6.3.3. Überregionale Bewertungsgesichtspunkte und Gesamtbewertung

Die Bewertung der überregionalen Situation sollte auch bei den Pflanzengesellschaften über eine Einschätzung des *Gefährdungsgrades* erfolgen, der auf der Seltenheit, der Größe und auf der Annäherung an kritischen Vorkommensgrößen aufbaut. Nach wie vor verhindern die generell oder gebietsweise bei seltenen wie häufigen Gesellschaften vielfach bestehenden großen Wissenslücken den Entwurf regionaler, überregionaler oder nationaler Roter Listen gefährdeter Pflanzengesellschaften. SEIBERT behilft sich daher, indem er den verschiedenen Vegetationsformationen Gefährdungswertzahlen verleiht, die dem Anteil an bedrohten Arten der Roten Listen mit Schwerpunkt in der jeweiligen Vegetationsformation an der Gesamtzahl der schwerpunktmäßig zu dieser Vegetationsformation gehörenden Gefäßpflanzen proportional sind. Wenn man bedenkt, daß sich die bedrohten Arten auf eine größere Zahl von Assoziationen verteilen und welche Spannweite hinsichtlich des Gehaltes an gefährdeten Arten, aber auch der unmittelbaren Bedrohung, noch innerhalb von Assoziationen bestehen, so erscheint diese überaus pauschalierende Vorgehensweise sehr fragwürdig; in nicht wenigen Fällen wird der tatsächliche Gefährdungswert um 100% von dem zugeteilten abweichen. Weiterhin ist zu bedenken, daß die Gefährdung von Pflanzengesellschaften nicht zwangsläufig mit dem Vorhandensein bedrohter Sippen verbunden ist; auch Gesellschaften ohne bedrohte Sippen können als solche bedroht sein. Schließlich darf die Artenschutzfunktion nur ganz konkret, biotopbezogen, auf der Grundlage spezifischer Erhebungen erfolgen. Es hat keinen Sinn, Bewertungsinstrumente zu entwickeln, die – damit sie auch der völlig Ungeübte benützen kann – so allgemein gehalten, so anspruchslos sind.

Inzwischen gibt es vielversprechende Anfänge. So hat DIERSSSEN (1983) eine Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins publiziert, in der die bedrohten Assoziationen den drei Gefährdungskategorien gefährdet – stark gefährdet – vom Aussterben bedroht zugeordnet werden und zusätzlich auch die derzeit noch nicht erkennbar gefährdeten Pflanzengesellschaften aufgeführt sind. Wo noch keine Roten Listen existieren, die auf Assoziationsniveau, besser noch auf dem niedrigeren Syntaxa unterscheiden, muß ersatzweise eine subjektive Abschätzung des Gefährdungsgrades erfolgen. Hilfreich dafür ist der Blick u. a. auf die Arealbilder der Charakterkarten, auf die Empfindlichkeit gegenüber Eutrophierung und Eingriffen in den Wasserhaushalt, die Abhängigkeit von extensiven Nutzungsformen und die Möglichkeit für die Spontanentwicklung auf neu entstandenen Wuchsorten.

Wie bei den Sippenbewertungen können die Werte für die (subregionalen) Umfeldverhältnisse und die regionale/überregionale Gefährdung addiert und

dann mit Vorkommensgrößenfaktoren zu einer wuchsortbezogenen Wertzahl für die Pflanzengesellschaften multipliziert werden. Die Summe entsprechender Werte für die Pflanzengesellschaften eines Gebietes liefert die »*phytozönotische Gütezahl*«, die unmittelbar in die Naturschutzwertermittlung eingehen kann. Sie stellt zugleich einen treffenden Ausdruck für die Gesellschaftsdiversität dar (vgl. Abschnitt 6.2.).

6.4. Verhältnisse auf der Ebene von Vegetationskomplexen

Der Begriff »Vegetationskomplex« soll hier in zweierlei Sinn verstanden werden

- als Komplex aus syngenetisch mehr oder weniger eng verbundenen oder zumindest demselben Ökosystem (z. B. Hochmoor, See, Laubwald) angehörenden Pflanzengesellschaften (Komplexe I. Ordnung, Sukzessions- und Zonationskomplexe) und
- als Gesamtausdruck für die verschiedenartigen Vegetationskomplexe I. Ordnung innerhalb des konkreten zu bewertenden Gebietes.¹

Von den Eigenschaften, die sinnvollerweise erst auf diesen Organisationsstufen bewertet und in diesem Abschnitt angesprochen werden sollen, beziehen sich die Bedeutung für bedrohte Lebewesen, die Natürlichkeit und Kontinuitätsdauer und die Restituierbarkeit auf Vegetationskomplexe I. Ordnung.

Die Bewertung der potentiellen Bedeutung eines bestimmten Typs von Vegetationskomplex für die *vegetationsabhängigen* unter den *bedrohten Pflanzen- und Tiersippen* ergibt einen Ausdruck mittelbarer Artenschutzrelevanz. Es ist oft viel leichter, die Bindung an spezifische Vegetationskomplexe anzugeben als die an einzelne Wirtspflanzen. Bedrohte Sippen, die konkret im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden, müssen im Rahmen einer unmittelbaren Artenschutzbewertung berücksichtigt und müssen hier ignoriert werden. Das gleiche gilt für Mono- und Oligophagen für den Fall, daß ihre potentiellen Wirtspflanzen im Rahmen der floristischen Artenschutzbewertung bereits zum Zuge kamen. – Auf Schwierigkeiten, die sich beim Gebrauch dieses Bewertungskriteriums ergeben, wurde bereits in Abschnitt 4.1.6. hingewiesen.

Im Bewertungsmodell von RINGLER spielen Standortsgrenzen eine große Rolle. Es ist mit ihm prinzipiell möglich, auch ohne eine für sich betrachtet schutzwürdige Vegetationsausstattung allein aufgrund einer vorhandenen standörtlichen Vielfalt ansehnliche Schutzwürdigkeitswerte für einen Biotop zu errechnen. Jede, die Bewertungsfläche durchschneidende Ökotopgrenze (meist geomorphologische Einheiten) erhält einen Punkt, ebenso wie jede »*Bewuchszonen*«, »Bestandesform«, jedes »Kartierungselement« der Biotopkartier (z. B. Teich, Hecke, Bruchwald) – Einheiten, die meist (aber nicht immer) Syntaxa hohen Niveaus entsprechen und die bei RINGLER – vielfach in Ermangelung detaillierter Unterlagen – die Bewertung von Pflanzengesellschaften ersetzen müssen. Theoretisch ist es möglich, daß eine ungegliederte jahrhundertalte Streuwiese mit zwei seltenen Arten eine numerische Aufwertung erfährt, wenn ein Teil der Streuwiese sich selbst überlassen wird und sich darauf ein Weiden-Faulbaum-Gebüsch entwickelt und wenn auf einem anderen ein Teich und eine Hecke angelegt werden (mit dem verbleibenden Streuwiesenrest 4 Punkte) – auch dann, wenn die Bestände der beiden seltenen Arten (2 Punkte) dabei vernichtet werden. – Es gibt keine überzeugende Alternative zu einem Bewertungskonzept, das nicht nur zahlenmäßig aufsummiert, sondern gleichzeitig die Summanden wertmäßig differenziert. Geschiedt das, so wird damit auch der potentiellen Bedeutung für nicht explizit berücksichtigte Gruppen von Lebewesen Rechnung getragen. Das gilt im besonderen Maße für *Ökotopgrenzen*. Wenn – wie hier vorgeschlagen – eine breite Auswahl an Sippen und Pflanzengesellschaften zur Bewertungsgrundlage gemacht wird, kommen vegetationsrelevante Ökotopgrenzen indirekt zum Ausdruck. Wo Ökotopgrenzen direkt bewertet werden, die im konkreten Fall gar keine nennenswerten biozönotischen Auswirkungen haben, so wird damit ein Sachverhalt ausgezeichnet, der eigentlich ohne Zielbezug ist.

Sinnvoll erscheint es dagegen, die *Vollständigkeit von Vegetationskomplexen* I. Ordnung zu berücksichtigen, insbesondere von Zonationskomplexen. Wo Pflanzengesellschaften in gesetzmäßiger Weise verknüpft sind, entsteht eine neue, höhere Organisationsform mit neuen Qualitäten (vgl. RINGLER 1982). Die Bewertung artenschutzrelevanter Gesellschaften allein wird dem nicht gerecht, dies um so mehr, als essentielle Elemente des Biotopkomplexes nicht zu dieser Gruppe gehören müssen (z. B. das Schilfröhricht

1) Der Begriff des Sigmets (der Sigmassoziation) wird hier bewußt vermieden, da die zu bewertenden Gebiete sich nicht nach bestimmten Homogenitätskriterien abgegrenzten Flächen zu decken brauchen, sich also durchaus in den Bereich mehrerer Sigmets hinein erstrecken können.

oder das Steifseggenried im Rahmen einer Verlandungszonation). Dazu kommt, daß gradientengebundene Arten in Zonationen größere Überlebenschancen haben (RINGLER stellt diesen Aspekt 1980b und 1982 eindringlich heraus). WITSCHEL betrachtet die Vollständigkeit des Vegetationskomplexes als Ersatzkriterium für den Bewertungsaspekt Natürlichkeit und vergibt für sie generell zwei Punkte. – Als differenzierteres rechnerisches Maß für die Vollständigkeit bietet sich das Verhältnis der Zahl vorhandener, den Minimalraum überschreitender Pflanzengesellschaften an der Gesellschaftszahl des vollständigen Komplexes an.

Versuche, den *Natürlichkeitsgrad* über bestimmte Indikatoren (Neophytenanteil, Vollständigkeit des Vegetationskomplexes) zu bewerten, wurden bereits erwähnt. SEIBERT (S. 16) bewertet Vegetationsformationen unmittelbar nach ihrer Natürlichkeit in fünf Stufen zwischen den Extremen natürlich und künstlich; so erhalten z. B. die Felsspaltengesellschaften (Klasse *Asplenietea*) den Natürlichkeitsgrad 5 (natürlich) und damit 5 Punkte. Den mauerbesiedelnden Pflanzengemeinschaften dieser Klasse wird er damit nicht gerecht (Einstufung vielleicht als bedingt natürlich). Entsprechend gibt es nicht nur innerhalb der anderen Klassen, sondern sogar innerhalb einzelner Assoziationen ein weites Natürlichkeitsspektrum; eine derart pauschale Natürlichkeits-Prädikatur führt somit zu Wertverzerrungen.

Die Natürlichkeit ist ein ideeller, ja kultureller Wert. Innerhalb der ökologisch und artenschutzmäßig orientierten Seite der Naturschutz-Bewertung erscheint sie allerdings deplaziert; der unmittelbare Zielbezug fehlt. Sekundäre Ökosysteme können aus ihrer Perspektive heraus genauso wertvoll sein. Wichtige neue Gesichtspunkte lassen sich dagegen über eine Bewertung der *Kontinuitätsdauer* der konkreten, im Gebiet vorhandenen Vegetationskomplexe (und nicht abstrakter Typen) einbringen. Je größer der Zeitraum ist, seit dem die Vegetation eines Gebietes ihren heutigen Charakter besitzt, d. h. je höher das Alter des Vegetationskomplexes ist, um so größer ist nicht nur seine Bedeutung als natur- bzw. kulturhistorisches Dokument (in unserem Zusammenhang nicht relevant): Mit dem Alter wächst auch der biozönotische Reifegrad des Ökosystems (Besetzung aller Nischen) sowie die Vielfalt und Stabilität der Wechselbeziehungen mit dem Umland (intensive Vernetzung, feste Bezugspunkte). Maßgeblich ist dabei nicht die fragwürdige Existenz einer bestimmten Pflanzengesellschaft an einem bestimmten Fleck, sondern das dauerhafte gleichzeitige Vorhandensein der verschiedenen Komplexglieder innerhalb des (räumlich begrenzten) Ökosystems, zu dem das zu bewertende Gebiet ganz oder teilweise gehört.

Bei Vegetationsbeständen, die keine hohen Artenschutz-Teilwerte (Floristische Gütezahlen) erreichen, die aber einen anerkannt hohen Naturschutzwert besitzen, wie z. B. Hochmoore, kann das Alterskriterium einen Teil des erforderlichen Ausgleichs bewirken. Eine brauchbare Wertskala dafür ergeben die natürlichen Logarithmen der Kontinuitätsdauer. Gerundet lauten sie: Für 3 Jahre: 1, 7; 2, 20; 3, 50; 4, 150; 5, 400; 6, 1000; 7, 3000; 8). Da es sich dabei um eine irreversible Gebietseigenschaft handelt, ist die Kontinuitätsdauer hoch zu gewichten.

Ein weiteres, sehr wichtiges Wertkriterium, das sich auf Vegetationskomplexe I. Ordnung bezieht, ist das ihrer *Restituierbarkeit*, der Möglichkeit, sie an anderer Stelle nach Vernichtung zu resynthetisieren. Es gibt Vegetationskomplexe, die sich nach entsprechender standörtlicher Präparation in überschaubaren Zeit-

räumen spontan regenerieren. Dazu gehören z. B. solche in ansonsten ökologisch und biozönotisch intakten Auenlandschaften. Unter den besonders gesellschaftsschutzrelevanten Vegetationskomplexen dominieren aber diejenigen, die nur in mehr oder weniger stark amputierter Form ersetzbar sind, also mit irreversiblen Verlusten, oder deren Restitution überhaupt unmöglich erscheint (z. B. kalkreich-oligotrophe Quellmoore, bestimmte Typen von Zwischenmooren).

Unter »100%igem« *Restituierbarkeitsgrad* soll hier die Wiederherstellung der vollständigen Vegetationskomplexe in der richtigen räumlichen Zuordnung der einzelnen Pflanzengesellschaften und in vergleichbarer Ausdehnung sowie die erfolgreiche Wiedereinbürgerung aller artenschutzrelevanten Sippen (in dem Ausgangsbiotop entsprechender Bestandesgröße) verstanden werden. Die irreversible Zerstörung der historischen Kontinuität und die Kappung biozönotischer Wechselwirkungen mit dem Umfeld sollen hier wertungsmäßig übergangen werden; diese werden indirekt über die Kontinuitätsdauer erfaßt.

Teilaspekte betreffen die Wiederherstellbarkeit der standörtlichen Voraussetzungen, die Verfügbarkeit und die Wiedereinbürgerungsmöglichkeiten der gesellschafts- und artenschutzrelevanten Pflanzen (Symbiosen wie Mykorrhiza; Epiphyten; Schmarotzer!). Die *Ersatzzeit* spielt mehr für Tiere unter den abhängigen Sippen eine Rolle, die sich im Gegensatz zur Vegetation nicht wieder gezielt installieren lassen und nur beschränkte Zeiträume anderweitig überbrücken können.

Zwar fehlen noch die Erfahrungen, die in allen Fällen eine brauchbare zahlenmäßige Abschätzung der Verlustraten erlauben; das Kriterium ist jedoch so wichtig, daß seine Anwendung auch berechtigt ist, wenn nur eine sehr vage, nichtnumerische Prognose möglich ist – etwa in der Form 1 = nur geringe Verluste zu erwarten, 2 = ± mäßige Verluste unvermeidbar, 3 = starke Verluste unvermeidbar, 4 = Wiederherstellung prinzipiell unmöglich.

Neben der Restituierbarkeit ist der für den Ersatz erforderliche *Restitutionsaufwand* tendenzmäßig abzuschätzen, da er für die praktische Realisierbarkeit entscheidend ist. Dabei müssen wie oben die standörtliche und die vegetationskundliche Seite (Gestaltung und Pflege) beachtet werden, etwa über Skaleneinheiten wie 1 = nur einfache Präparation des Wuchsorts erforderlich; adäquate Wiederbesiedlung erfolgt spontan, 2 = mäßig aufwendige Wuchsortpräparation und kleinere direkte Hilfen für die Reinstallation der Pflanzendecke erforderlich usw. – Die beiden Teilwerte könnten dann zu einem Restituierbarkeitsausdruck zusammengefaßt werden.

Weiterhin soll ein Kriterium angesprochen werden, das sich auf die reale räumliche Ausformung der Vegetationskomplexe bezieht, das des *Verzahnungsgrades* unterschiedlicher Vegetationsstrukturen. Die Grenz- bzw. Übergangsbereiche zwischen den Strukturen sind vielfach durch eine besonders hohe Artenkapazität und intensive ökologische Wechselwirkungen ausgezeichnet. In den bisher diskutierten Naturschutzwertkomponenten schlägt sich der Verzahnungsgrad nur dort ansatzweise nieder, wo die Verhältnisse eigene Saumgesellschaften mit zusätzlichen Arten entstehen lassen; eine spezielle Wertung dieses Kriteriums wird dadurch nicht überflüssig. Da es sich um eine weitgehend reversible Eigenschaft handelt, darf die Gewichtung im Vergleich zu den anderen Teilwerten allerdings nicht zu hoch ausfallen.

Als Maß für den Verzahnungsgrad eignet sich die flächenbezogene Grenzlinienlänge, wie sie RINGLER z. B. 1982 für den äußeren Biotoprand unter der Bezeichnung »Biotop-Randzahl« (Einheit 100 m/ha)

verwendet, um eine Verbindung zum Biotopgefährdungsgrad herzustellen. In die Grenzlinienlänge sollen neben der Biotoprändlänge alle inneren Grenzlinien eingehen. – Um Verzerrungen zu entschärfen, wie sie durch Relativwerte entstehen, sollte in die Bewertung zusätzlich die absolute Grenzlinienlänge einfließen (je länger, desto höherer Beitrag).

Das Problem, welcher Art die zu bewertenden, grenzlinienbildenden Strukturen sein sollen (z. B. Vegetationsschichten, Pflanzengesellschaften, topographische Einheiten), läßt sich befriedigend durch die Festlegung auf Nutzungsformen lösen. Dieser Begriff soll dabei einerseits recht umfassend gehandhabt werden (keine Beschränkung auf land- und forstwirtschaftliche Nutzung; auch Objekte wie Wasserläufe, Hangabbrüche usw., an denen die benachbarten Nutzungen Grenzen finden, sollen dazu zählen), andererseits aber in einer hohen flächenmäßigen Auf-

lösung (ein Baum auf der Wiese ist als eigene Nutzungsform zu betrachten). Um punktuelle Objekte nicht überzubewerten, sollen sie aber nicht mit ihrem Umfang, sondern nur mit ihrem Durchmesser verrechnet werden. – Der Charakter der »Grenzrainen« kann bei diesem Verfahren ignoriert werden.

Mittels der aufgezeigten geobotanischen Wertkriterien erübrigt sich eine explizite Bewertung standörtlicher Gegebenheiten weitgehend. Abschließend soll jedoch ein Standortaspekt angesprochen werden, der sich nicht unbedingt in den bislang betrachteten Vegetationseigenschaften ausdrückt, wenngleich er höchst vegetationsrelevant ist, nämlich das Vorhandensein und der Ausprägungsgrad *langer ökologischer Gradienten* (Ökokline), also der Fall, daß der Wechsel von Milieubedingungen hinsichtlich eines ökologischen Faktors (z. B. Wasserhaushalt, Elektrolytkon-

FLORA

PHYTOZÖNOSEN

Artenschutzwert

Floristische Gütezah: Summe der "Populationspezifischen Artenschutzwerte" der einzelnen Sippen, mit dem Gefährdungsgrad im subregionalen, regionalen und überregionalen Bezugsraum und der Bestandesgröße im zu bewertenden Vegetationsausschnitt wachsenden Zahlen ausdrücken (Abb. 32)

konkrete Stützpunktfunktion
Bedeutung für minimale Sippen-Stützpunktsysteme

(Bedeutung für abhängige, bedrohte Lebewesen: vgl. Abschnitt)

Verfremdungsgrad

Anteil mengenmäßig relevanter Störzeiger (Ergänzungskriterium mit negativem Vorzeichen)

Gesellschafts-Schutzwert

Werte für überregionale Seltenheit, regionale und überregionale Gefährdung, multipliziert mit Vorkommensgrößenfaktoren (bemessen nach dem Verhältnis der absoluten Ausdehnung zum gesellschaftsspezifischen Minimalraum).
Summe der Produkte für alle artenschutzrelevanten Gesellschaften
Phytozönotische Gütezah

VEGETATIONSKOMPLEX

mittelbare Artenschutzrelevanz

Bedeutung für vegetationspezifische Abhängige unter den bedrohten Lebewesen, soweit nicht bei der Flora bewertet

Kontinuitätsdauer	Restituierbarkeit
Alter des Vegetationskomplexes	mit den Teilwerten Restituierbarkeitsgrad (prinzipielle Möglichkeit des Ersatzes) und Restitutionsaufwand

Verzahnungsgrad

Grenzlinienlänge zwischen unterschiedlichen Nutzungsformen (i.w.S.), relativ zur Bezugsfläche und absolut

ökologische Gradienten

Anzahl, überstrichene Fläche und Standortsamplitude (nach Zeigerwerten der Artengarnitur)

Abbildung 53:

Geobotanische Komponenten für die naturschutzwertbezogene numerische Gebietsbewertung. – Die dick umrandeten Felder betreffen Gebietsseigenschaften, die mehr oder weniger irreversibel sind und daher das stärkste Gewicht erhalten müssen.

zentration, Basizität, Nährstoffgehalt) nicht abrupt, sondern allmählich entlang einer längeren Wegstrecke, erfolgt. RINGLER (1980b, 1982 u. mdl.) vermutet, daß das Überleben vieler Glazialrelikte in Mooren nur auf solchen räumlichen Gradienten möglich war und ist: Die an sich konkurrenzschwachen Pflanzen konnten die (ungünstigen) Veränderungen des Klimas und der damit verbundenen zwischenartlichen Wettbewerbsverhältnisse durch Verlagerung in andere Gradientenbereiche kompensieren. Auch in anderen Lebensräumen mag das Vorhandensein langer Gradienten manchmal der Grund für die oft erstaunliche Beständigkeit winziger Populationen sein. Das Ausmaß eines allmählichen räumlichen, aber zeitlich weitgehend konstanten Standortwechsels ist somit ein Stabilitätsaspekt mit Langzeitperspektive.

Andererseits ist es geradezu ein Merkmal moderner Formen der Landnutzung, flach verlaufende Gradienten zu zerstören und durch abrupte Grenzen zwischen konträren Standorten zu ersetzen. Viele empfindliche Pflanzenvorkommen sind bereits Opfer solcher Gradientenzerstörung geworden, darunter die heute in Bayern verschollene *Minuartia stricta*, die zu Anfang unseres Jahrhunderts noch eine Reihe

von Zwischenmooren im Alpenvorland besiedelte. Da lange Gradienten weitgehend unersetzbare Gebietseigenschaften sind, haben sie Bedeutung für die Naturschutzbewertung. Als Maß dafür eignet sich der für jede Gradientenqualität getrennt zu ermittelnde Quotient

Flächenhafte Ausdehnung des Gradienten (m²)

relative Wertdifferenz zwischen den Gradientenenden,

also die Steigung des Graphen. In der Praxis wird man aber selten über repräsentative chemisch-physikalische Meßwerte für die Standortqualitäten verfügen. Ein Ausweg kann darin bestehen, daß an den Gradientenenden Vegetationsaufnahmen angefertigt werden und dann die »ökologischen Zeigerwerte« der erfaßten Arten (z. B. nach der Zusammenstellung von ELLENBERG 1974) mit den ermittelten Artmächtigkeiten multipliziert und mittlere ökologische Zustandszahlen berechnet werden, wie von ELLENBERG (S. 17 - 19) demonstriert. Sodann ist die Differenz der Extremwerte zu bilden. - Die verschiedenen Gradiententypen (Standortfaktoren) müssen vermutlich unterschiedlich gewichtet werden (höhere Bewertung sehr empfindlicher Gradiententypen).

7. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit behandelt in allgemeiner Form Möglichkeiten artenschutzgemäßer Dokumentation und Bewertung von Pflanzenbeständen. Die Anwendungsbeispiele entstammen überwiegend dem westlichen Rosenheimer Großraum.¹

Der erste Abschnitt befaßt sich mit den Themen floristische Geländearbeit, Sammlung, Darstellung und Aufbereitung floristischer Daten. Den heutigen Erfordernissen kann nur eine intensive, möglichst flächendeckende Geländedurchforschung gerecht werden; *geobotanische Gebietsdokumentationen* müssen der Analyse der floristischen Sachverhalte mindestens ebenso viel Beachtung schenken, wie der der pflanzensoziologischen Gegebenheiten. Wie aufgezeigt wird, ist dies in der Praxis in der Regel nicht der Fall. Die üblichen Artenlisten fallen immer mehr oder weniger unvollständig aus; es ist sinnvoll, an ihrer statt die Teilmenge der jeweils »wesentlichen Sippen« zu erheben, die neben den »kartierungswürdigen« alle Sippen umfaßt, die in der Bezugsfläche mengen- oder häufigkeitsmäßig hervortreten.

Für die kartierungswürdigen Sippen, insbesondere die dazu gehörenden artenschutzrelevanten, sollen Aussagen zur absoluten Bestandesgröße gemacht werden. Die dafür notwendige *Bestandesgrößenschätzung* muß differenziert und in klar definierten Einheiten erfolgen, möglichst solchen mit augenfälligen Merkmalen. Neben verschiedenen Einheiten für die anzahlmäßige Erfassung (Individuum, Luftproß, Stock u. a.) werden »Umrißfläche« und »besiedelte Fläche« bei der flächenmäßigen Erfassung unterschieden. Zusätzlich zur Pflanzenmenge muß - unabhängig von den dafür gewählten Einheiten - die Fläche berücksichtigt werden, über die sich die Pflanzen verteilen (»Verteilungsfläche«).

Für die Bestandesgrößenerfassung reicht in der Regel eine stufenweise Schätzung aus. Dafür wurden ver-

schiedene Stufenskalen entwickelt, die jeweils 6 Größenklassen umfassen. Die Skalenhaupttypen (für Schätzung der Pflanzenmenge in zählbaren Einheiten, für Flächenschätzung sowie für kombinierte Anzahl-Flächen-Schätzung) werden nach einem eigens entworfenen System von *Wuchsformtypen* zugeordnet, das sich v. a. am Zusammenhang zwischen den ohne weiteres sichtbaren Pflanzenteilen und dem pflanzlichen Gesamtorganismus orientiert und sich trotz mancher Berührungspunkte damit vom System der pflanzlichen Lebensformen grundlegend unterscheidet. - Für die sippen-spezifische Festlegung der in der Ausdehnung der einzelnen Schätzstufenintervalle abweichenden Skalensubtypen sind Arteigenschaften wie die Wuchshöhe und die Aggregations-tendenz ausschlaggebend.

Als Darstellungs- und Aufbereitsform einer detaillierten, bestandesgrößenweisen, floristischen Kartierung eignen sich sog. *Bestandeskarten* - Punkt-Verbreitungskarten, die die Vorkommensgröße differenziert wiedergeben. Besondere Vorzüge besitzen die als »Standard-Bestandeskarten« bezeichneten Ausfertigungen in den Zeichenmaßstäben 1 : 200 000 und 1 : 100 000 (ca. 50 solcher Bestandeskarten sind der Veröffentlichung beigegeben). Sie verkörpern eine solide Grundlage für die artenschutzbezogenen Auswertungen, mit denen sich die Abschnitte 2. ff. beschäftigen.

Eine dieser Auswertungsformen besteht in der Konstruktion minimaler genetischer Verbundsysteme als wesentlicher Bestandteil von Artenschutzprogrammen (*Stützpunktsysteme*; Abschnitt 3). Neben den Bestandesgrößenverhältnissen und den konkreten Erhaltungsbedingungen auf den betroffenen Flächen wird die in überschaubaren Zeiträumen mit hoher Wahrscheinlichkeit erzielte Reichweite des durch Diasporen, Pollen, Mito- oder Meiosporen vermittelten Gentransfers zur abstandsbestimmenden Determinante. Bei Vorliegen kleiner Arealinseln sind zusätzlich deren Ausdehnung und ihre Bestandes-

¹) Auf spezielle floristische Darstellungen wurde in diesem Rahmen verzichtet. Sie sollen in einer weiteren Veröffentlichung Platz finden, die sich schwerpunktmäßig mit der Gefäßpflanzenflora im Jungmoränengebiet des Inn-Vorlandgletschers befaßt.

größensumme in Rechnung zu stellen (Stützpunktverdichtung). – Die Erarbeitung von Stützpunktkarten wird beschrieben und mit zwei Beispielen illustriert.

Der Ermittlung *numerischer Artenschutzwerte* artgleicher, artverschiedener und gemischter Pflanzenbestände ist der Hauptteil der Arbeit gewidmet. Dahinter steht der Wunsch, für die Artenschutzrelevanz von Vegetationsausschnitten einen Ausdruck zu schaffen, der als Hilfsmittel einer ökologisch-biologischen Beweissicherung, als Argument innerhalb einer vielseitigen Umweltverträglichkeitsprüfung, für die Begründung von Naturschutzprioritäten und von Ausgleichs- bzw. Ersatzforderungen im Zusammenhang mit Biotop-Eingriffen gleichermaßen tauglich ist. – Die Einsicht, daß die verschiedentlich praktizierte Bewertung von Populationen nach den Verhältnissen in einem unregelmäßig geformten Umfeld mit starren politischen, naturräumlichen oder topographischen Grenzen zu Verzerrungen führt, verlangt eine konzentrische Bezugsraumfläche. Als Vergleichsmaßstab für die Bewertung wird ein System völlig gleichmäßig über den Raum gestreuter Populationen definiert (maximale Dispersion). Für die notwendige Festlegung der Populationsabstände wird wie bei der Konstruktion der Stützpunktsysteme die Distanz verwendet, über die hinweg noch mit größerer Wahrscheinlichkeit der Gen-Fluß gewährleistet ist. Mittels der Bestäubungs- und Diasporenverbreitungstypen lassen sich Abstände von 3, 3,5, 4 und 5 km begründen, die als Bezugsdistanzen bezeichnet werden und denen vier ungleich dichte, »determinierte Grundraster« der Populationsverteilung entsprechen, die sippen-spezifisch zum Einsatz gelangen sollen.

Der Radius des bewertungsrelevanten, subregionalen Umfeldes wird auf das 5fache der Bezugsdistanz festgelegt. Unter Beachtung der gesetzmäßigen geometrischen Beziehungen zwischen Grundraster und Bezugsraum-Kreisfläche wird diese in 5 Ringe und 6 Sektoren unterteilt (»Ringsegment-System«). Innerhalb der resultierenden Ringsegmente wird den Vorkommen zugestanden, ihre Grundraster-Positionen zu verlassen. Sobald im realen Verbreitungsbild die doppelte, vom Grundraster pro Segment vorgegebene Populationsausstattung verfehlt wird, werden Wertpunkte zuerkannt. Ihr Betrag hängt von der Entfernung zum Bezugsvorkommen (Kreiszentrum), einem eventuell vorhandenen effektiven Schutz der Bestandesfläche und den Bestandesgrößen ab. Wo in einem Segment die Schwelle (sog. Bezugszahl) mindestens erreicht worden ist, erübrigt sich die Untersuchung distaler Segmente des betroffenen Sektors. – Bewertet werden stets zwei Ringsegmentpositionen – die, die zum maximalen Bewertungsergebnis führt und jene mit minimalem Resultat.

Bewertungsgrundlage sind Bestandeskarten im Zeichenmaßstab $\geq 1 : 200\,000$, Bewertungshilfen maßstabgerechte Ringsegment-Schablonen. Die erhaltene Wertzahl-Summe für nicht oder ausreichend besetzte Positionen ist integrierter Ausdruck für die Seltenheit im Bezugsraum, für die Lage zu den Nachbarbeständen, für die Lage im subregionalen Areal und für die Bestandesgrößenverhältnisse. Durch eine einfache Manipulation läßt sich zusätzlich die Ausdehnung kleiner Arealinseln als Wertkomponente einbringen; ihre Bestandesgrößen-summe wird gesondert bewertet.

Zu den Ergebnissen dieser umfeldbezogenen Bewertung (»Wuchsort-Vergleichswert«) werden Teilwerte für die regionale bzw. überregionale Gefährdung addiert (Grundlagen: Rote Liste, regionale Präsenz

nach Unterlagen der floristischen Rasterkartierung). Vor der Multiplikation dieser (als Anteil am Maximalergebnis formulierten) Summe mit bestandesgrößenabhängigen Faktoren erweist sich eine diskontinuierlich wachsende, exponentielle Streckung der Wertskala als zweckmäßig (Umwandlung von »Gefährdungswerten« in »Artenschutzwerte«). Die Verrechnung mit den Bestandesgrößenfaktoren liefert dann einen »populationsspezifischen Artenschutzwert«. Die Summe aller Artenschutzwerte eines Vegetationsbestandes, die »Floristische Gütezahl«, kommt für die obengenannten Anwendungen in Frage. Sie sollte stets durch einen Ausdruck für die ganz konkrete Stützpunktfunktion der Pflanzendecke ergänzt werden (Abschnitt 5.2.3.3.).

Leider scheidet die Benützung dieses *Ringsegment-Bewertungsverfahrens* in der Praxis vorläufig i. a. an seinen hohen Anforderungen an das Datenmaterial zur Ermittlung des »Wuchsort-Vergleichswertes«, insbesondere dem weiten räumlichen Umgriff um das zu bewertende Vorkommen (Radius 15 bis 25 km!). Dies gilt auch für die *EDV-gemäße Variante* (Abschnitt 2.5.), die anstelle konkreter Fundortpositionen 1 km²-Felder des Gauß-Krüger-Gitters bewertet und dabei u. a. auf den Bewertungsaspekt Arealinsel-Ausdehnung und die Minimal-/Maximalbewertung verzichtet.

Um auch einen praktikablen Bewertungsansatz anzubieten, wurde für die wertende Analyse der Umfeldverhältnisse ein weiter vereinfachtes, stärker abgewandeltes Ersatzverfahren entworfen, das den Bezugsraum auf eine annähernd kreisförmige Fläche von 10 km Radius begrenzt (Abschnitt 5.2.). Es ist von vornherein für die EDV geeignet und baut ebenfalls auf homogenen, abstandsdeterminierten Grundrastern der Populationen auf, versucht aber die Reduzierung der Bezugsraumgröße dadurch wettzumachen, daß die Ringsegmente durch (meist quadratische) Bezugsflächen ersetzt werden, die etwa den Flächeninhalt der Einzugsfläche einer Population im homogenen Grundraster haben und so die Lokalisationsfreiheit der Vorkommen gegenüber den Ringsegmenten stark einschränken. Nach der mittleren Reichweite der gentransferierenden Organe kommen bei diesem *Bezugsquadrat-Verfahren* drei Gitter unterschiedlicher Maschenweite zum Einsatz. Auf eine entfernungs-mäßig gestaffelte Bewertung wird verzichtet; lediglich die Bestandessituation im Nahbereich wird gesondert betrachtet (»potentielle Stützpunktfunktion«). Durch den Wechsel des Bewertungsrahmens entfällt die Bewertbarkeit einiger Indikatoren; auch dafür wird ein Ausgleich wenigstens ansatzweise versucht (Kriterien Seltenheit, mittlere Bestandesgröße, Intaktheit eines fiktiven genetischen Populationsverbundes).

Eng verwandt mit diesem vereinfachten numerischen Verfahren zur Abschätzung »lokaler Artenschutzwerte« ist der in einem weiteren Abschnitt (5.1.) beschriebene Vorschlag zur näherungsweise Berechnung aktueller, lokaler Gefährdungszahlen in beliebig abgegrenzten lokalen bis subregionalen Bezugsräumen (z. B. Landkreise, Naturräume; Mindestfläche etwa 250 km²). Zu den eben genannten Kriterien tritt ein (negativ zu wertender) Ausdruck für das »Kolonisationsvermögen« der zu bewertenden Sippe. Die Bezugsquadratlinien werden mit bestimmten Gauß-Krüger-Koordinaten zur Deckung gebracht (Reproduzierbarkeit!). Die abzuleitenden »Lokalen Gefährdungsstufen« bieten – einmal errechnet – in Zusammenschau mit den Gefährdungsstufen der Roten Listen auch ein brauchbares Instrument zur raschen, überschlagsmäßigen Beurteilung der Gefähr-

ungsgrade von Pflanzenbeständen. Der letzte Abschnitt (6.) setzt sich mit der Tauglichkeit verschiedener geobotanischer Aspekte für die numerische Ermittlung des *Naturschutzwertes von flächenhaften Objekten* auseinander. Es wird festgestellt, daß Merkmale wie die Sippendiversität, die Schichtungsverhältnisse und die Natürlichkeit nur einen geringen Zielbezug besitzen. Das Hauptgewicht sollte auf mehr oder weniger irreversible Ge-

bieteigenschaften gelegt werden, wie sie der Bestand an artenschutzrelevanten Sippen, die Stützpunktfunktion, die Beteiligung gesellschaftsschutzrelevanter Pflanzengesellschaften, das Alter (Kontinuitätsdauer) des Vegetationskomplexes und eventuell vorhandene ökologische Gradienten verkörpern. Als wesentliches Wertkriterium wird weiterhin der Grad der Wiederherstellbarkeit des Vegetationsgefüges angesehen.

8. Literatur

ANONYM (1954):

Erhebungen der Bezirkslehrerschaft für eine Naturschutzkarte (Landkreis Bad Aibling; Mskr.).

BAYER. LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ (1974 - 1977):

Biotopkartierung (Maßstab 1 : 50 000) der Blätter L 7936, L 7938, L 7940, L 8136, L 8138, L 8140, L 8336 und L 8338. Kartenblätter, Kartenblatt- und Biotopbeschreibungen (Mskr.).

BLAB, J. (1983):

Entwicklung von Artenhilfsprogrammen am Beispiel der Tagfalter- und Widderchenfauna der Bundesrepublik Deutschland. - Jb. Natursch. Landschaftspf. (Bonn) 34: 87 - 113.

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. und SUKOPP, H. (1984):

Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. - 4. Aufl. Greven, 270 S.

CORDES, H. (1983):

Erfordernisse und Lösungsmöglichkeiten floristischer und vegetationskundlicher Datenerfassung und Datenaufbereitung. Jb. Natursch. Landschaftspf. (Bonn) 34: 18 - 28.

DIERSSEN, K. (1983):

Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Schr. R. Landesamt NatSch. Landsch. Pfl. 6, 189 S., Kiel.

EHRENDORFER, F. (1973):

Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - 2. Aufl., Stuttgart, 318 S.

ELLENBERG, H. (1974):

Zeigerwerte der Gefäßpfl. Mitteleuropas. - Scripta Geobotanica IX, Göttingen, 1 - 97.

ELLENBERG, H. & MUELLER-DOMBOIS, D. (1967): A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. - Ber. Geobot. Inst. ETH Stiftung Rübel 37: 57 - 73.

FINK, H. (1978):

Vorschläge zur Erhebung für den Artenschutz erforderlicher zusätzlicher Geländedaten im Rahmen der Kartierung der Flora der Bundesrepublik Deutschland. - Gött. Flor. Rundbr. 12 (4): 128 - 136.

FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1983): Moosflora. - Stuttgart, 522 S.

FRISCH, K. v. (1969):

Aus dem Leben der Bienen. - Berlin-Heidelberg-New York, 181 S.

GESELLSCHAFT F. LANDESKULTUR GmbH, Zweigniederlassung München (1976):

Entwicklungsprogramm für den Raum Wasserburg am Inn (Mskr.)

HAEUPLER, H. (1974):

Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Süd-Niedersachsens. Scripta Geobotanica 8, Göttingen, 141 S.

HAEUPLER, H. & GARVE, E. (1983):

Programm zur Erfassung von Pflanzenarten in Niedersachsen. - Gött. Flor. Rundbr. 17: 63 - 99.

HEGI, G. (1912 - 1983):

Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 1 - 7 (1. u. 2. Aufl.), München.

HERZOG, G. (ca. 1978):

Vegetationsstudien im Irlhamer Moos b. Wasserburg/Inn. Zulassungsarb. TU München, Mskr., 30 S.

HIGGINS, L. & RILEY, N. (1971):

Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. - Hamburg u. Berlin, 377 S.

HOFMANN, J. (1892):

Durchforschung des diesrheinischen Bayern in den Jahren 1891 und 1892. A. Phanerogamen und Gefäßkryptogamen. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 2: 1 - 83.

KAULE, G., SCHALLER, J. u. SCHÖBER, H.-M. (1979):

Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Allgemeiner Teil - Außer-alpine Naturräume. - München-Wien, 154 S.

KRACH, E. (1981):

Gedanken zur Neuauflage der Roten Liste der Gefäßpflanzen in Bayern. - Ber. ANL 5: 156 - 175.

KUGLER, H. (1970):

Blütenökologie. - Stuttgart, 345 S.

LANDKREIS MÜNCHEN (Untere Naturschutzbehörde) (Hrsg.) (1982):

Die Biotope des Landkreises München - Band I, 190 S.

LUCAS, G. & WALTERS, S. (1976):

List of rare, threatened and endemic plants for the countries of Europe. - IUCN Threatened Plants Committee Kew, 97 + 166 S.

MAAS, S. (1983):

Die Flora von Saarlouis. - Abh. Delattinia 13: 1 - 108.

MEIEROTT, L. (1983):

Ein neues Projekt großmaßstäblicher Kartierung in Nordbayern. - Gött. Flor. Rundbr. 17: 40 - 47.

MERXMÜLLER, H. (1983):

»Die Biotope des Landkreises München« - eine mißglückte botanische Dokumentation. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 54: 5 - 7.

MÜHLENBERG, M. (1982):

Artenverlust - trotz ökologischer Planung? Eine kritische Anmerkung über Schaffung von Ersatzbiotopen. - Natur und Landschaft 57/9: 295 - 296.

MÜLLER, P. (1955):

Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen. - Veröff. Geobotan. Inst. Rübel 30, Bern, 152 S.

MÜLLER-SCHNEIDER, P. (1983):

Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. - Veröff. Geobotan. Inst. Rübel, Zürich 61, 226 S.

OBERDORFER, E. (1983):

Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart, 1051 S.

- PETER, A. (1884):
Berichtigung und Zusätze zu der »Flora des Isargebietes von Dr. J. Hofmann«. Sitzungsbericht des Botanischen Vereines in München. – Separatabdruck aus Bot. Centralblatt 18 (15), 8 S.
- PFEIFFER, H. (1957):
Betrachtungen zum Homogenitätsproblem in der Pflanzensoziologie. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 6/7.
- PIJL, L. v. d. (1982):
Principles of Dispersal in Higher Plants (3. Aufl.). Berlin-Heidelberg-New York. 214 S.
- RAUNKIAER, C. (1934):
The life forms of plants and statistical plant geography. Being the collected papers. – Oxford: Clarendon Press XVI, 632.
- REICHERT, H. (1979):
Ein Vorschlag zur Darstellung geschätzter Häufigkeitswerte in Rasterkarten. – Gött. Flor. Rundbr. 13: 30 – 31.
- RIDLEY, H. (1930):
The dispersal of plants throughout the world. – Ashford, 744 S.
- RINGLER, A. (1974):
Gutachten zur Landschaftsrahmenplanung in den ländlichen Nahbereichen im Ldkr. Rosenheim. Mskr., 43 S.
- (1980a):
Arten- u. Biotopschutz im Alpenvorland. – Jahrb. Verein z. Schutz d. Bergwelt 45: 77 – 123.
- (1980b):
Artenschutzstrategien aus Naturraumanalysen. Streiflichter aus oberbayerischen Naturräumen. – Ber. ANL 4: 24 – 59.
- (1982):
Landschaftsgliederung, Empfindlichkeitsanalyse und Naturschutzkonzept für die Region 18. Mskr., 284 S. Erscheinen vorauss. noch 1985 (Materialien d. Bayer. Staatsministeriums f. Landesentw. u. Umweltfragen).
- RINGLER, M. (1972):
Die Welt der Pflanzen zwischen Wendelstein u. Chiemsee. – Gstadt/Chiemsee, 95 S.
- SAUER, E. (1974):
Probleme und Möglichkeiten großmaßstäblicher Kartierung. – Gött. Flor. Rundbr. 8: 6 – 24.
- SCHIEFER, J. (1981):
Bracheversuche in Baden-Württemberg. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 22: 1 – 325.
- SCHMIDT, J. (ca. 1810):
Conspectus Florae Rosenhemensis (Mskr.).
- SCHÖNFELDER, P. (1978):
Vegetationsverhältnisse auf Gips im südwestlichen Harzvorland. – Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen 8, 110 S.
- SCHÖNFELDER, P. (1984):
Entwurf zur Neufassung der Roten Liste der ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Bayern (Stand 25.3.84). Mskr., 38 S.
- SCHROEDER, F. (1974):
Zu den Statusangaben bei der floristischen Kartierung Mitteleuropas. – Gött. Flor. Rundbr. 8 (3): 71 – 79.
- SCHUSTER, H. (1980):
Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften im Nördlichen Frankenjura. – Dissertationes Botanicae 53, 478 S.
- SEIBERT, P. (1980):
Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. – Ber. ANL 4: 10 – 23.
- SEKTION ROSENHEIM DES DEUTSCHEN U. ÖSTERREICHISCHEN ALPENVEREINS (Hrsg.) (1886):
Rosenheim, sein Alpenvorland und seine Berge. – Rosenheim (Bensegger), 190 S.
- SENDTNER, O. (1854):
Die Vegetationsverhältnisse in Südbayern. – München, 910 S.
- TROLL, W. (1937 – 1942):
Vergleichende Morphologie der höheren Pflanzen. – 1: Vegetationsorgane. Berlin, 2736 S.
- (1954):
Praktische Einführung in die Pflanzenmorphologie I, Jena.
- WILMANN, O. & DIERSSEN, K. (1979):
Kriterien des Naturschutzwertes, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. – Phytocoenologia 6: 544 – 558.
- WITSCHEL, M. (1979):
Entwickl. eines Modells zur Bestimmg. d. Naturschutzwerts schutzwürdiger Gebiete, durchgeführt am Beispiel der Xerothermvegetation Südbadens. Landschaft + Stadt 11 (4): 147 – 162.
- ZAHLHEIMER, W. (1979):
Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 38: 3 – 398.
- (1981a):
Biologische Bestandesaufnahme, Schutzflächenprogramm und Hinweise zur Landschaftspflege als Grundlage für den Landschaftsplan Bad Aibling. – Mskr., 181 S.
- (1981b):
Ökologisch besonders wertvolle Moor- und Grünlandflächen in der Gemeinde Bad Feilnbach. – Mskr., 102 S.
- (1983):
Beitrag zum Landschaftsplan Kolbermoor. – Mskr., 148 + 61 S.

9. Anhang

9.1. Verzeichnis der Arbeitsbegriffe

Seite	Seite
8 Abstand (Sproß-), kritischer (d_k)	85 Arealquadrat
64 Äquivalenzfaktor	109 Artenkombination, charakteristische
12 Aggregationsstyp (a_0 – a_3)	78 Artenschutzrelevanz (Kriterien)
18 Anzahlskala	94 Artenschutzwert, Feldspezifischer (WFA)
19 Anzahl-Flächenskalen (kombinierte; ZF)	80 – Populationsspezifischer (WPA)
53 Areal-Anpassungsfaktor (f_A)	94, 97 – Vereinfachter Populationsspezifischer (WPAV)
55 Arealfläche (fiktive; F_A)	79 – Wuchsortspezifischer (WWA)
58 Arealinsel-Belegungswert (Wj)	Ausschlusskriterien
52 Arealinsel-Minimalfläche (F_{J10})	78 – für Artenschutzrelevanz
	111 – für Gesellschaftsschutzrelevanz
	58 Belegungswert (Wj)

- 21 Bestand, zusammenhängender
- 55, 58 Bestandesäquivalent
- 6 Bestandesgröße
- 85, 90 – mittlere
- 59 Bestandesgrößenfaktor (f_G)
- 38 Bestandesgrößen-Rasterkarte
- 86 Bestandesgrößenspektrum
- Bestandes(-punkt)karte
- 36 – floristische
- 111 – phytozönotische
- 96 Bestandesliste
- 94, 99 Bestandeswert, Lokaler
- 62 Bestandeswertkarte
- 49 Bezugsdistanz (d)
- 52 –, halbe (d_{0,5})
- 53 –, reduzierte (d_r)
- 94 Bezugsfigur
- 34 Bezugsfläche
- 49 Bezugskreisfläche
- 85, 94 Bezugsquadrat
- 85 Bezugsquadratkantenlänge (d_q)
- 84, 95 Bezugsquadratverfahren
- 49 Bezugsraster, determiniertes
- 50, 54 Bezugssignatur
- 57 Bezugssignaturkarte
- 49 Bezugszahl
- 86 Biotopgebundene (K₁)
- 7 Deckungsfläche
- 47 Diasporen-Verbreitungstypen
- 85 Eingriffssicherheit
- 45, 52 Einzugsfläche, hexagonale (F_E)
- 94 Feld, zentrales 1 km²-
- 9 ff Fläche, besiedelte
- 18 Flächenskala
- 14 Fleckenbildner
- 60 Fluktuationstypen
- 87 Gefährdungsliste, lokale
- 79 Gefährdungsstufe, abgeleitete
- 97, 99 Gefährdungswert, Bezirksbezogener
- 94, 99 –, Feldspezifischer (W_{FG})
- 74, 79 –, Landesbezogener (W_G)
- 94 –, Lokaler
- 76, 79 –, Regionaler (W_R)
- 79 –, Wuchsortspezifischer (W_{WG})
- 87 Gefährdungszahl, lokale
- 18 Größenklasse
- 44 Grundraster, homogenes
- 82 Gütekarte, floristische
- 82 Gütezahl, Floristische
- 94 –, vereinfachte Floristische
- 112 –, phytozönotische
- 13 Herdenbildner
- 27 Indikatorsippen
- 18 Initialvorkommen
- 52 Inkreis-Einzugsfläche (F_J)
- 28 Integrationsgrenzen
- 50 Integrationsradius
- 41 Integrationsregeln
- 29 Integrationsring
- 22 Intervallbezeichnung
- 19 Intervallstauchung
- 5 Kartenfeld
- 39 Kartenfeld-Strichliste
- 22 Kartierung, flächendeckende
- 86 Kolonisationsfähige (K₂-K₅)
- 86 Kolonisationsvermögen
- 86 Kolonisten, akzidentelle
- 113 Kontinuitätsdauer
- 48 Kurzstreckenverbreiter
- 10 Längskomponente
- 48 Langstreckenverbreiter
- 55 Leerstellenwert, maximaler (L_{Mx})
- 58 –, minimaler (L_{Mi})
- 50 Leerstellenzahl
- 55 Lokalisationswert (W_L)

- 18 Mengenklasse
- 5 (1/2)-Minutenfeldkartierung
- 48 Mittelstreckenverbreiter
- 108 Naturschutzwert
- 13 »Nest«
- 12 Nestbildner
- 68 Nivellierungsschwelle
- 36 Objektbeschreibung, floristische
- 12 Pflanzenaggregat
- 6, 18 Pflanzenmenge
- 18 Pflanzenmengenklasse
- 46 Populationsabstand, maximaler
- 29 Positionsnummern
- 58 Positionswert
- 5 Präsenz-Grandnetzkarte
- 5 Präsenz-Punktkarte
- 38 Präsenz-Rasterkarte
- 28 Primärdokumentation
- 5 Quadrantenkartierung
- quadrantenweise Kartierung
- 5 Rasterkarte
- 47 Reichweite, mittlere
- 47 (gentransferierender Organe)
- 86 Repräsentanzwert
- 109, 111 Repräsentativität
- 113 Restituierbarkeitsgrad
- 113 Restitutionsaufwand
- 49 Ringsegment-Schablone
- 44, 54 Ringsegment-(Bezugs-)System
- 43 Ringsegment-Verfahren
- 60 –, EDV-Variante
- 98 Seltenheitswert
- 76 Seltenheitszahl, Regionale (W_S)
- 22 Sippen, bemerkenswerte
- 34 –, häufige
- 22 –, kartierungswürdige
- 34 –, mengenmäßig hervortretende
- 34 –, wesentliche
- 109 Sippendiversität
- 19 Skala, reduzierende (Z_r)
- 18 Skalengrundtypen
- 19 Skalensubtyp Z_s
- 18 Skalensubtypen
- 45 Soll-(punkt-)zahl
- 77 Sperrklausel
- 8 Sproßabstand, kritischer (d_k)
- 7 Sproßbüschel
- 7 Sproßgruppe, abgesetzte
- 6 Sproßverbund, kompakter
- 19 Stabilitätsminimum
- 41 Standard-Bestandeskarte (floristische; S 100, S 200)
- 68 Standard-Stützpunktkarte
- 103 Stützpunktfunktion, konkrete
- 94, 98 –, potentielle
- 98 Stützpunktfunktionszahl
- 103 Stützpunktfunktionswert, konkreter
- 68 Stützpunktkarte
- 67 Stützpunktsystem
- 7 Umrißfläche
- 7 Umrißflächengrenze
- 67 Verbund, genetischer
- 87 Verbundgrad
- 86 Verbundwert, verbundbezogener Wert
- 110 Verfreumdungsgrad
- 6, 20 Verteilungsfläche
- 113 Verzahnungsgrad
- 48 Weistreckenverbreiter
- 12 ff Wuchsformtypen
- 86 Wuchsortgebundene (K_O)
- 28 Wuchsortkarte
- 58 Wuchsortvergleichswert (W_V)
- 64 –, vereinfachter (W_{Vv})
- 96 Zentralfeld

9.2. Verzeichnis der Verbreitungs- bzw. Bestandeskarten

	Abb. Nr.	
<i>Andromeda polifolia</i>	.55.	. Rosmarinheide
<i>Arnica montana</i> .	.56.	. Arnika
<i>Carex hostiana</i> .	.57.	. Saumsegge
<i>Carex lasiocarpa</i> .	.58.	. Fadensegge
<i>Carex lepidocarpa</i>	.59.	. Schuppensegge
<i>Carex limosa</i> .	.60.	. Schlammsegge
<i>Carex pulicaris</i>	.61.	. Flohsegge
<i>Cirsium rivulare</i> .	.62.	. Bach-Kratzdistel
<i>Cladium mariscus</i>	.63.	. Schneide
<i>Crepis mollis</i>	.64.	. Weicher Pippau
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	.65.	. Fleischrotes Knabenkraut
<i>Dactylorhiza majalis</i>	.66.	. Breitblättriges Knabenkraut
<i>Dianthus superbus</i>	.67.	. Prachtnelke
<i>Drosera rotundifolia</i> .	.68.	. Rundblättriger Sonnentau
<i>Epipactis palustris</i> . .	.69.	. Echte Sumpfwurze
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.70.	. Schmalblättriges Wollgras
<i>Eriophorum latifolium</i> .	.28.	. Breitblättriges Wollgras
<i>Eriophorum vaginatum</i>	.71.	. Scheiden-Wollgras
<i>Galanthus nivalis</i>	.23.	. Echtes Schneeglöckchen
<i>Galium boreale</i> .	.72.	. Nordisches Labkraut
<i>Gentiana asclepiadea</i> .	.19.	. Schwalbwurze-Enzian
<i>Gentiana pneumonanthe</i> .	.73.	. Lungenenzian
<i>Gymnadenia conopsea</i>	.74.	. Mücken-Händelwurz
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	.38.	. Wassernabel
<i>Inula salicina</i>	.75.	. Weidenalant
<i>Juncus alpinus</i>	.76.	. Alpenbinse
<i>Juncus subnodulosus</i>	.77.	. Knotenbinse
<i>Laserpitium prutenicum</i>	.41.	. Preußisches Laserkraut
<i>Liparis loeselii</i> .	.78.	. Glanzorchis
<i>Menyanthes trifoliata</i> .	.79.	. Bitterklee
<i>Nymphaea alba</i> .	.32.	. Weiße Seerose
<i>Orchis palustris</i>	.48.	. Sumpf-Knabenkraut
<i>Parnassia palustris</i>	.80.	. Sumpf-Herzblatt
<i>Pinguicula vulgaris</i>	.81.	. Gewöhnliches Fettkraut
<i>Platanthera bifolia</i>	.82.	. Weiße Waldhyazinthe
<i>Polygala vulgaris</i>	.83.	. Gewöhnliche Kreuzblume
<i>Primula farinosa</i> .	.84.	. Mehlprimel
<i>Pulmonaria mollis</i>	.25.	. Weiches Lungenkraut
<i>Ranunculus nemorosus</i>	.85.	. Wald-Hahnenfuß
<i>Rhynchospora alba</i> .	.86.	. Weißes Schnabelriet
<i>Salix repens</i>	.87.	. Kriechweide
<i>Schoenus ferrugineus</i>	.88.	. Rostrottes Kopfried
<i>Scorzonera humilis</i> .	.89.	. Niedrige Schwarzwurze
<i>Selinum carvifolia</i> .	.90.	. Kümmelsilge
<i>Serratula tinctoria</i>	.91.	. Färberscharte
<i>Succisa pratensis</i>	.17.	. Teufelsabbiß
<i>Teucrium scorodonia</i> .	.45.	. Berggamander
<i>Tofieldia calyculata</i> .	.92.	. Kelch-Simsenlilie
<i>Trichophorum alpinum</i> .	.93.	. Alpen-Haargras
<i>Trollius europaeus</i>	.36.	. Trollblume
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	.94.	. Moosbeere
<i>Vaccinium uliginosum</i> .	.95.	. Rauschbeere
<i>Veronica longifolia</i> .	.40.	. Langblättriger Ehrenpreis
<i>Viola canina</i> .	.96.	. Hundsveilchen
<i>Viola hirta</i>	.97.	. Rauhes Veilchen

9.3. Bestandeskarten mit Erläuterung der Kartengrundlage

Die nachfolgenden Standard-Bestandeskarten S 100 (Zeichenmaßstab 1 : 100 000) von Moor- und Streulandpflanzen für den westlichen Rosenheimer Raum bilden die Basis für die Bewertungsbeispiele der Abschnitte 5.1.3. und 5.2.3.3. – Trotz des Strebens nach einer möglichst flächendeckenden Übersicht sind die Karten mehr oder weniger unvollständig. Die Wuchsorte konnten in der Regel nur einmal besucht werden und ein Großteil der Geländearbeiten mußte während ungünstiger Jahreszeiten durchgeführt werden. Da die Verfahren zur Bestandesgrößenschätzung parallel mit der Geländearbeit fortentwickelt wurden, ergaben sich außerdem Schwierigkeiten bei der Auswertung der zu Kartierungsbeginn gewonnenen Daten (Verzerrungen bis zum Betrag einer Bestandesgrößenklasse möglich).

Zur Kartenlegende:

Bestandesgrößenskala: Die Skalenintervalle sind unter der Kennnummer des Skalensubtyps in Tab. 6 nachzuschlagen.

Pflanzenmengeneinheit: Definition der Einheiten in Abschnitt 1.2.1.!

Wuchsformtyp: Angabe der in Tab. 2 verwendeten Kennnummern.

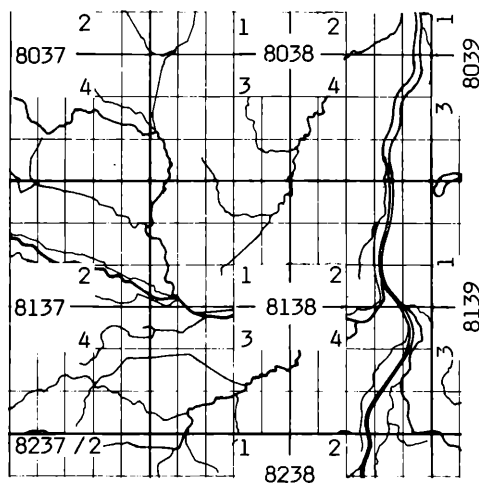
Bestäubungstyp: Vgl. Abschnitt 2.2.2.2.! Die bei vielen Sippen dominierend vorkommende Autogamie ist für den Genfluß ohne Belang und bleibt hier unberücksichtigt.

Verbreitungstyp: Angabe des in Tab. 12 verwendeten Codes für den am bedeutendsten erscheinenden Diasporen-Verbreitungstyp nach eigenen Beobachtungen, ergänzt durch die in Tab. 12 genannte Literatur. Unsichere Zuordnung wird durch Einklammerung ausgedrückt.

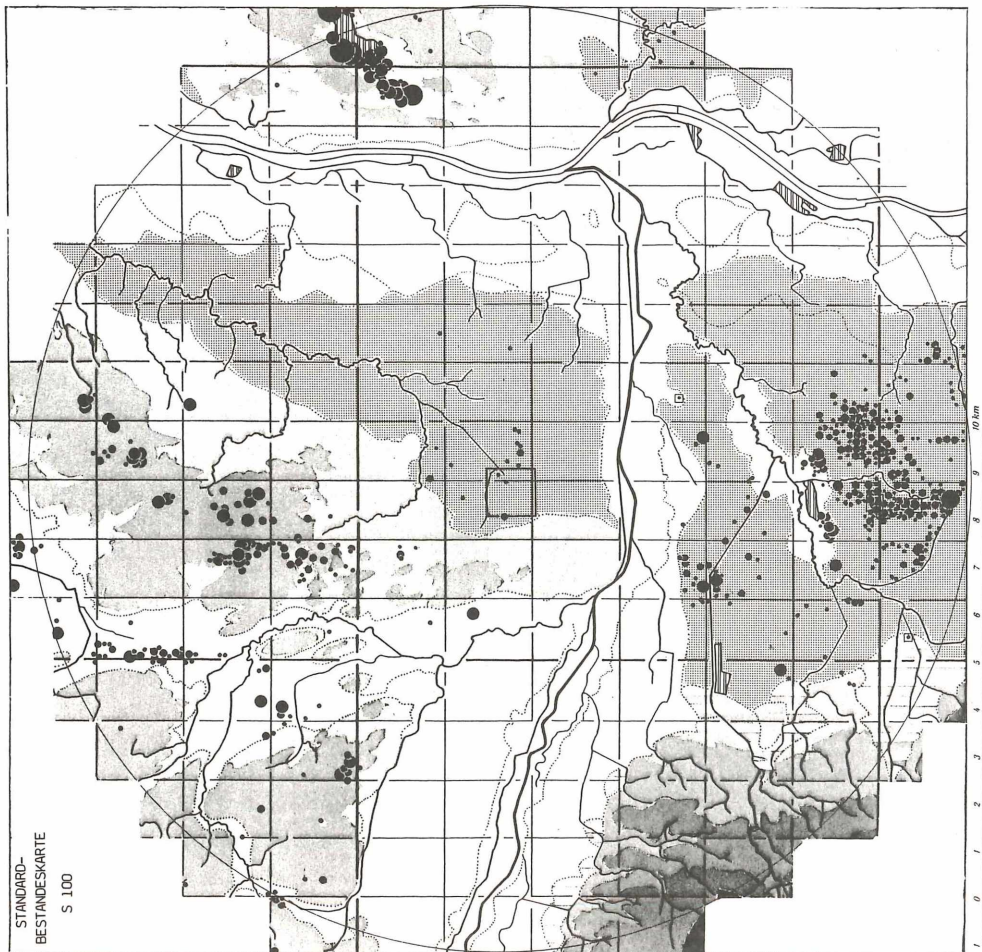
● Vorkommen in Naturschutzgebiets- oder Naturdenkmalfäche

Bestandesgrößen: Links Signatur für aktuelle Vorkommen (Nachweise der Jahre 1980 – 1984), rechts für erloschene Bestände (hier wurde die vermutete frühere Minimalgröße eingetragen).

- Größenklasse I mit ø (Kleinstbestand)
- ○ Größenklasse II (Kleinbestand)
- ○ Größenklasse III (mäßig kleiner Bestand)
- ○ Größenklasse IV (Bestand mittlerer Größe)
- ○ Größenklasse V (Großbestand)
- ○ Größenklasse VI (Massenbestand)
- ⊛ ⊛ Fundort nicht genau lokalisierbar
- Begrenzung der Bezugsfläche (Kreis mit r = 10 km)
- (!! 19..) = Geländebeobachtung des Autors mit Jahr des Letztnachweises
- MF = Minutenfeld (Angabe wie in Abschnitt 1.3.2. beschrieben; vgl. auch Abb. 13)



Von den Karten erfaßte Quadranten der Topographischen Karte 1 : 25 000



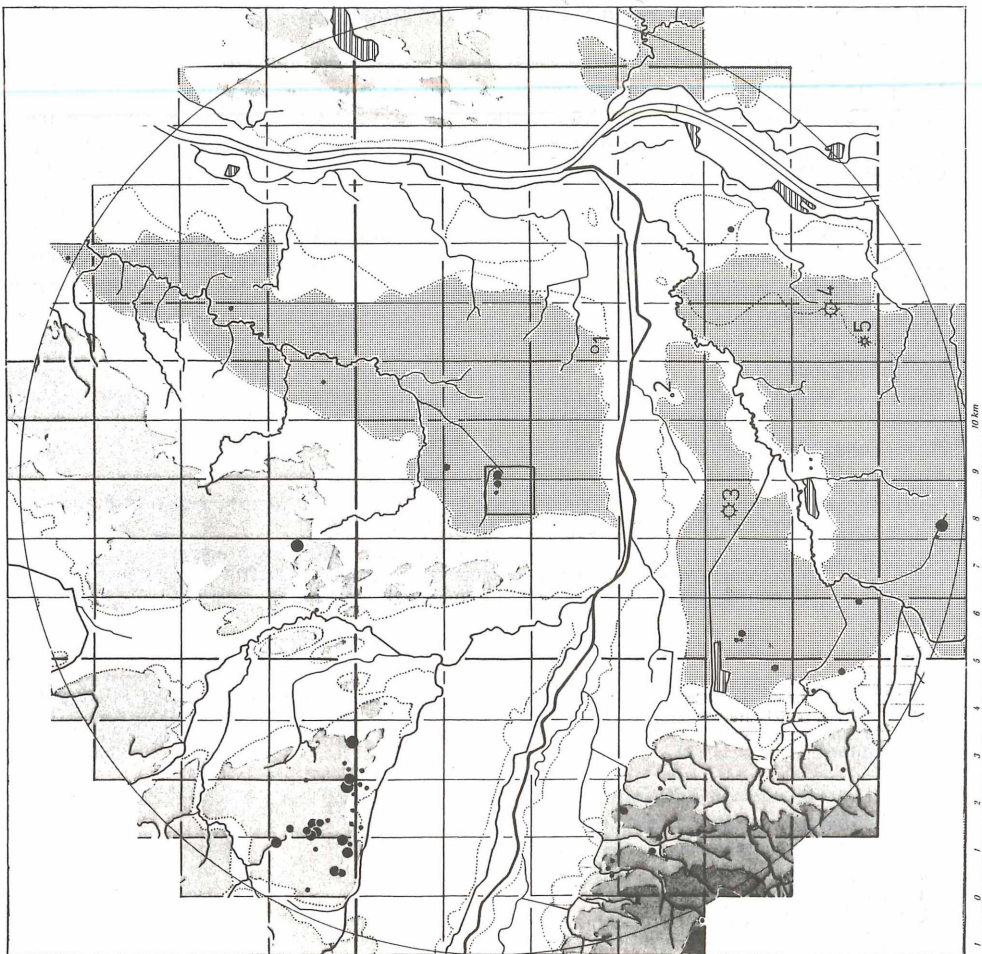
Bestandesgrößenskala F_a
 Pflanzermengeneinheit: Besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 5.2.2c

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: baLochor, Anebal
 Aggregationstyp a_0

ANDROMEDA POLIFOLIA L.

Abbildung 55:

ANDROMEDA POLIFOLIA L.



Bestandesgrößenskala: Z_1F_a
 Pflanzermengeneinheit: abgesetzte Rosetten-
 gruppe bzw. Umrifffläche

Wuchsformtyp 5.1.2a
 Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-s
 Aggregationstyp a_1

Erlösene Vorkommen: 1) MF 8138/2-31: Streuwiesen (ehem.) westl. v. Süden d. Ferd.-Schlößl.-leigs
 750 m westl. v. Fürstätt (11 ca. 1970) - 2) MF 8138/3-15: Eglsee-Moos b. Mitterhart (11 ca. 1970)
 - 3) MF 8138/3-23: "Hoch- u. Pangerfilz b. Kolbermoor" (PETER 1884, S. 5) - 4) MF 8138/4-31: Be-
 reich d. heutigen Inntal-Autobahntrüecks (Einwohner v. Grünthal; mdl.) - 5) dfo.: Terrassenbö-
 schung in Grünthal (Ortsansässiger; mdl.)

Abbildung 56:

ARNICA MONTANA L. ssp. MONTANA

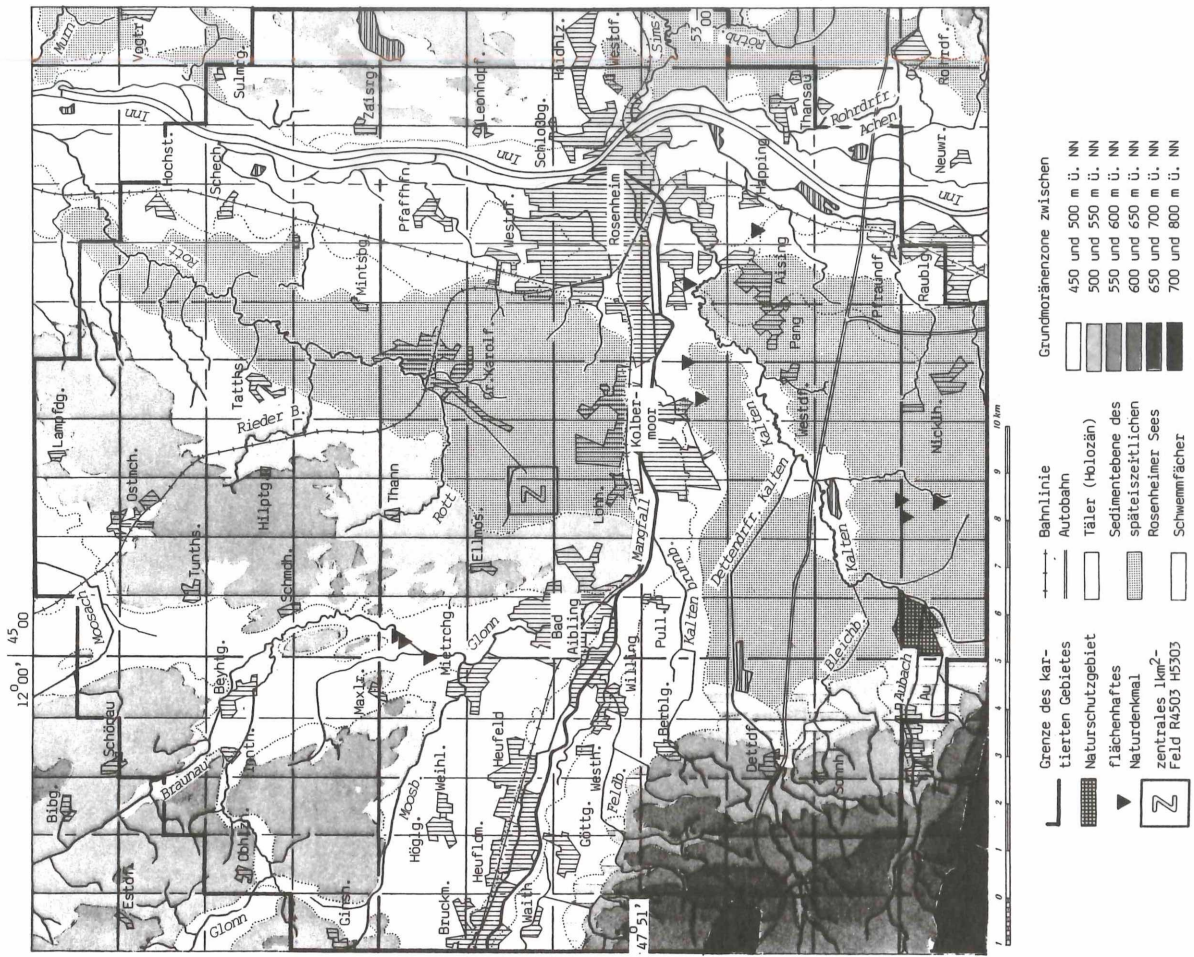
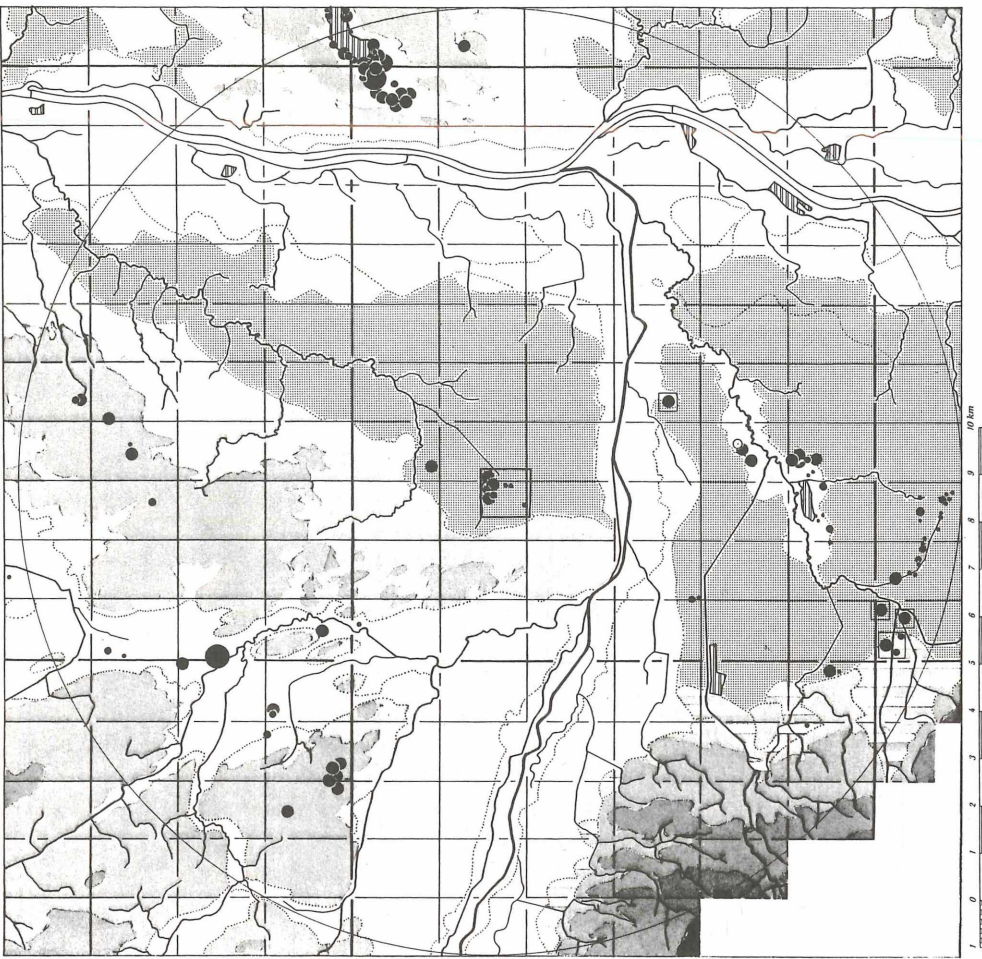


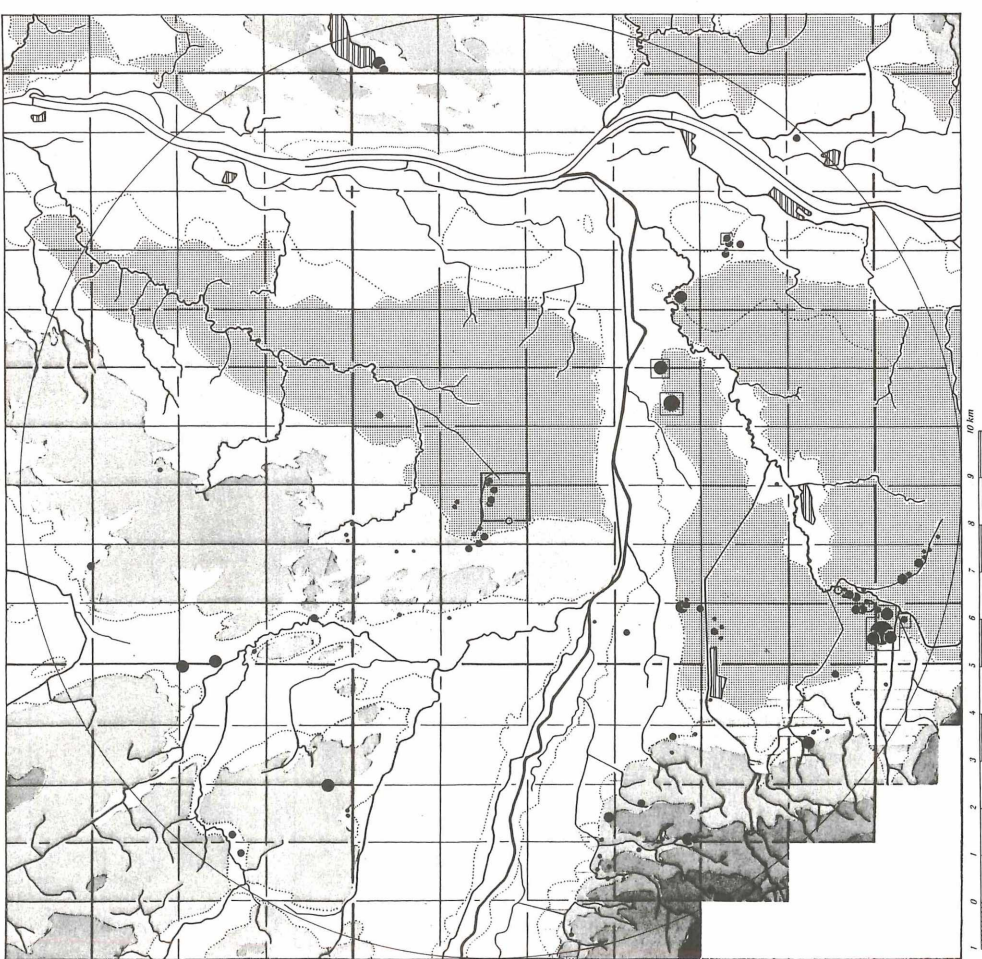
Abbildung 54:

Erläuterung zur Kartengrundlage der Standard-Bestandskarte S 100 (Zeichenmaßstab 1 : 100 000) für den westlichen Rosenheimer Raum. - Die dünnen Gitterlinien begrenzen die Minutenfelder.



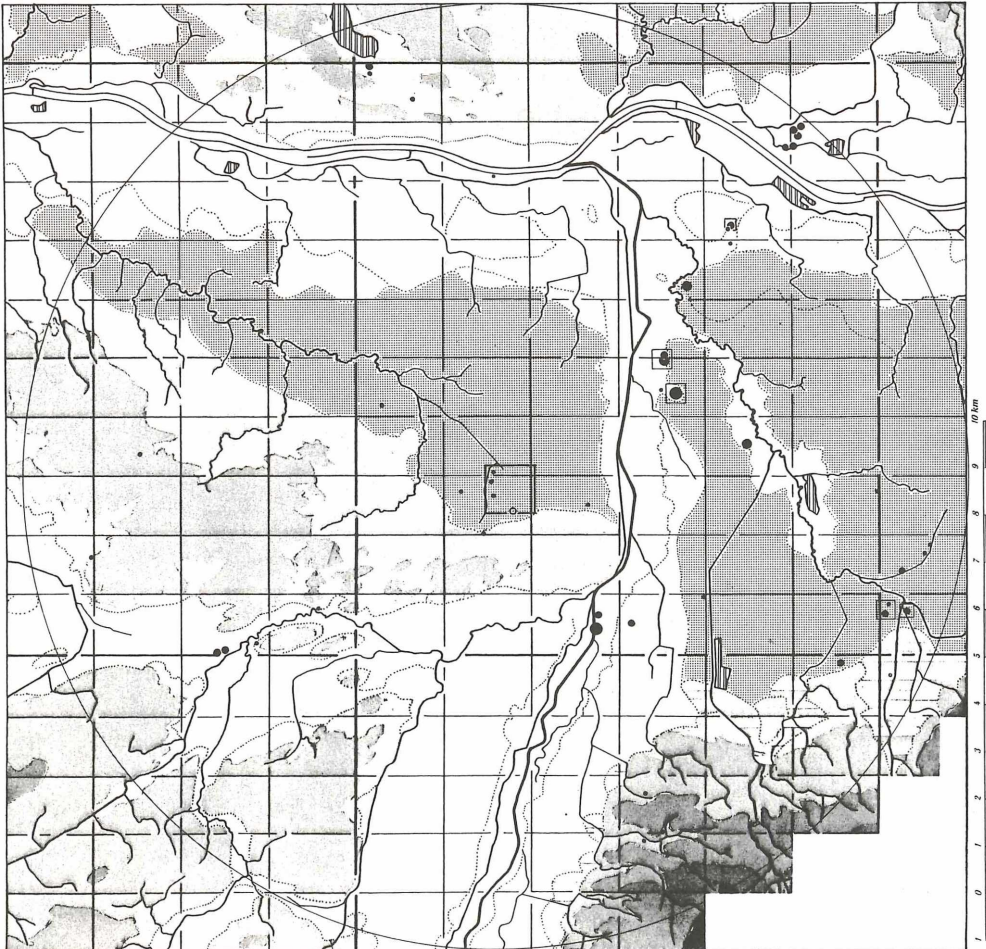
Bestandesgrößenskala: Fa
 Pflanzmengeneinheit: Besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 5.2.3a
 Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: hydrochor, Hydnav
 Aggregationstyp a3

Abbildung 58:
CAREX LASIOCARPA Ehrh.



Bestandesgrößenskala: Z, Fa
 Pflanzmengeneinheit: Umrifffläche
 Wuchsformtyp 5.1.2b
 Erloscheres Vorkommen: NF 8138/1-23, nördlich Waschbrunn/Bad Aibling (!! 1968)
 Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: (hydrochor, Hydnav)
 Aggregationstyp a2

Abbildung 57:
CAREX HOSTIANA DC.

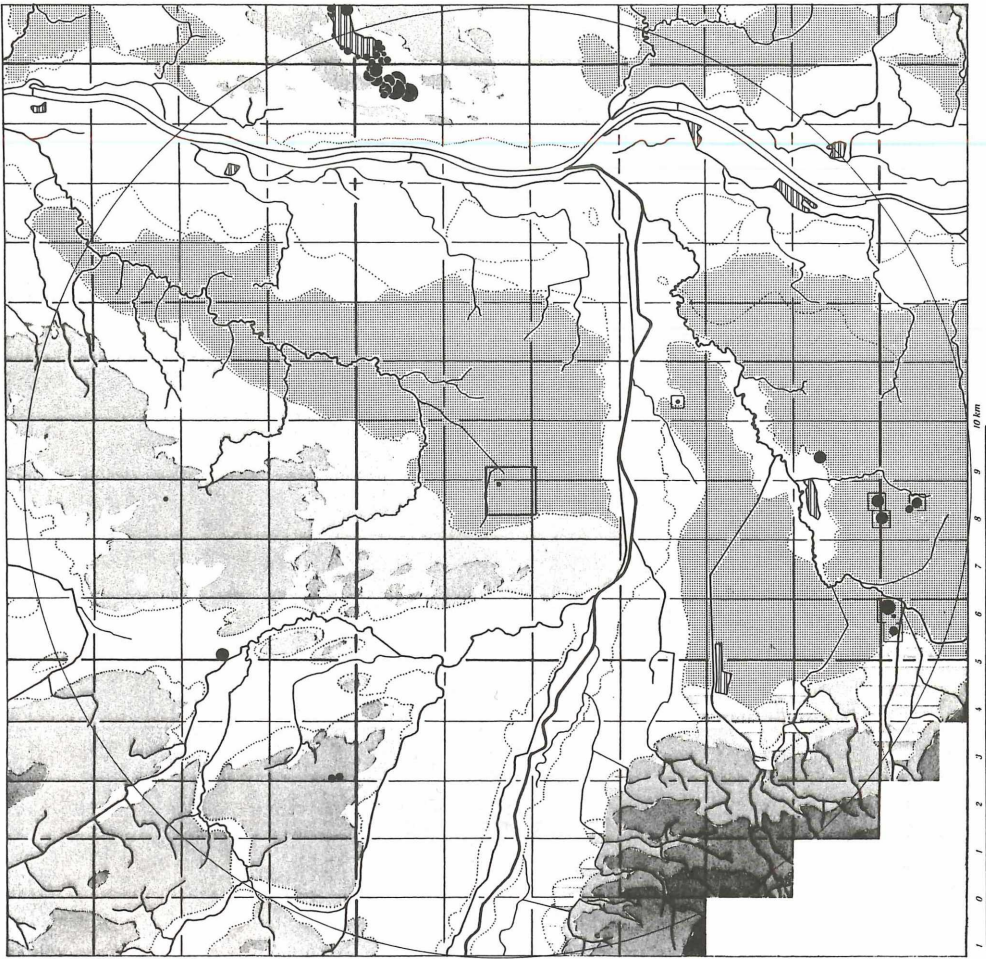


Bestandesgrößenskala: Z1
Pflanzenmengeinheit: Horst
Wuchsformtyp 3.3.3b
Erlöschenes Vorkommen: MF 8138/1-23, nördlich Waschbrunn/Bad Aibling (II 1968)

Bestäubungstyp: anemophil
Verbreitungstyp: (hydrochor, Hydnuu)
Aggregationstyp a1

Abbildung 59:

CAREX LEPIDOCARPA Tausch

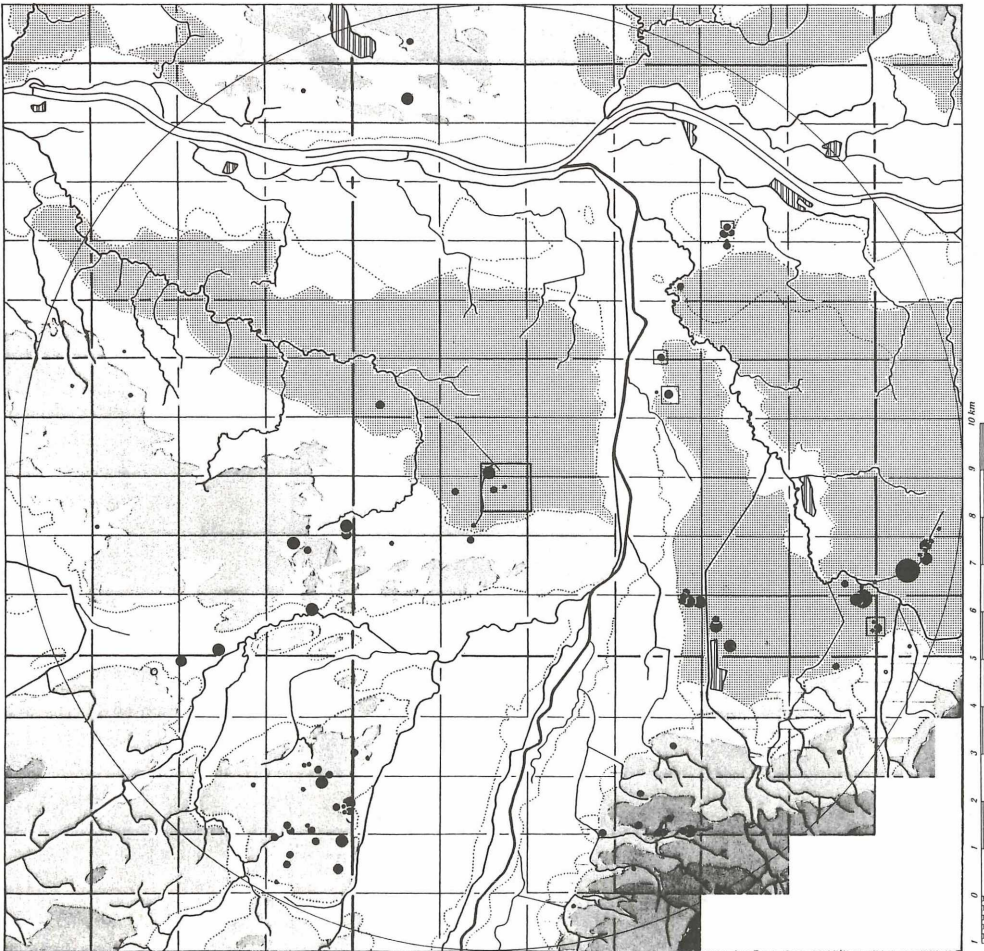


Bestandesgrößenskala: Fa'
Pflanzenmengeinheit: Besiedelte Fläche
Wuchsformtyp 5.2.3a

Bestäubungstyp: anemophil
Verbreitungstyp: hydrochor, Hydnuu
Aggregationstyp a2

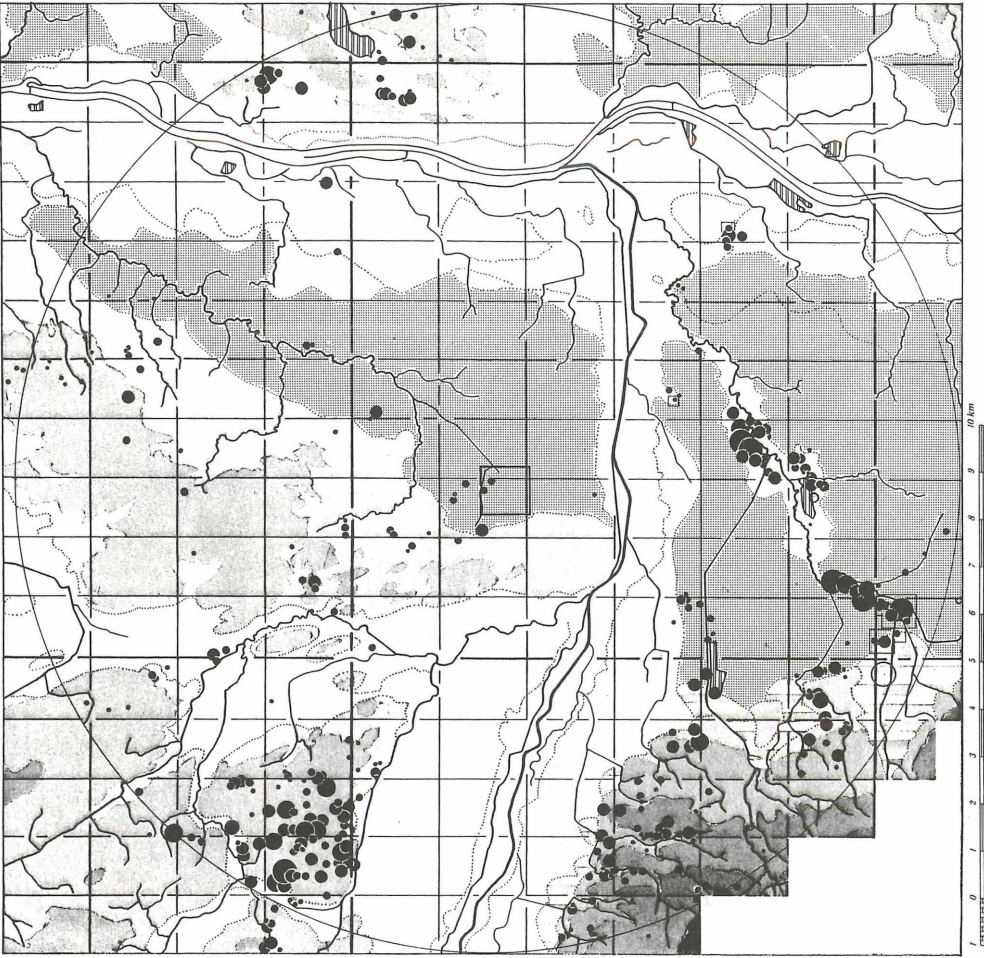
Abbildung 60:

CAREX LIMOSA L.



Bestandesgrößenskala: Z, Fa'
 Pflanzmengeneinheit: lockerer Horst,
 Umrißfläche
 Wuchsformtyp 5.1.1.2b

Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: zoochor, Mamepi
 Aggregationstyp θ_2



Bestandesgrößenskala: Z₁
 Pflanzmengeneinheit: Sproßbüschel
 Wuchsformtyp 3.2.3a

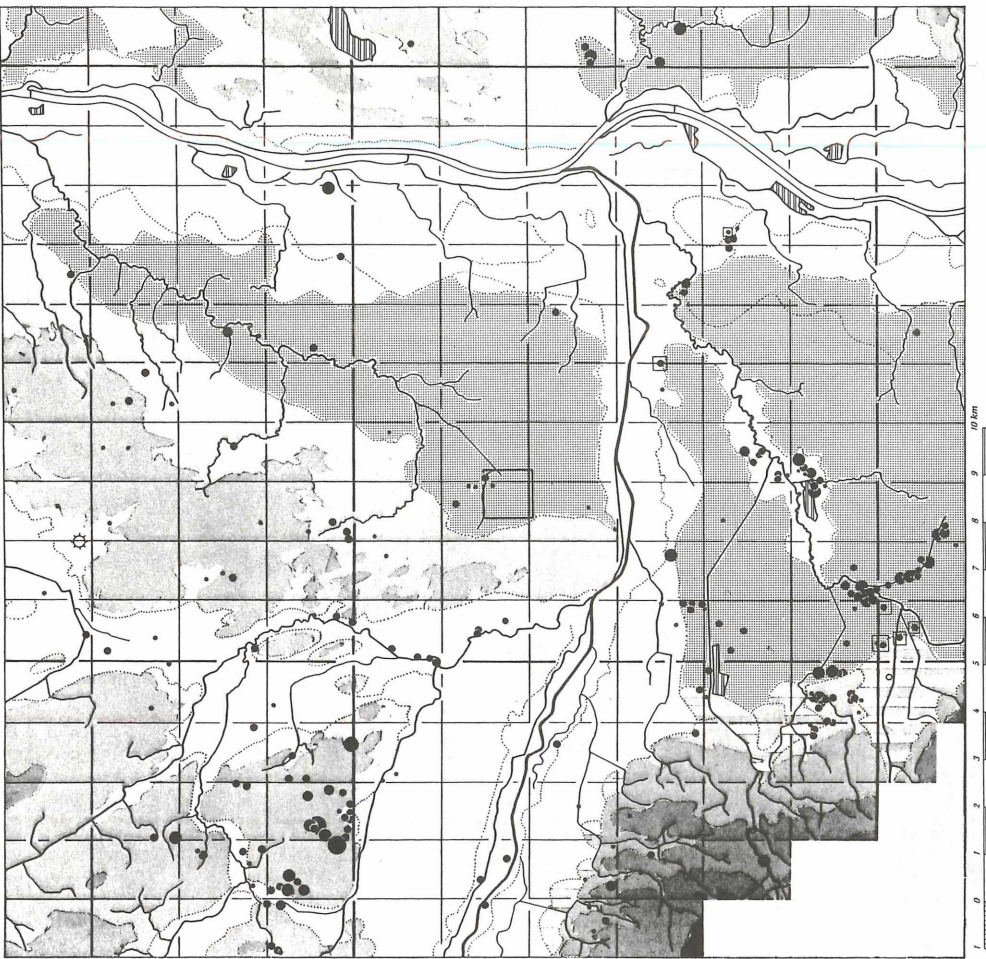
Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anes f.1
 Aggregationstyp θ_0-1

Abbildung 61:

CAREX PULICARIS L. Mäßiger Vollständigkeitsgrad

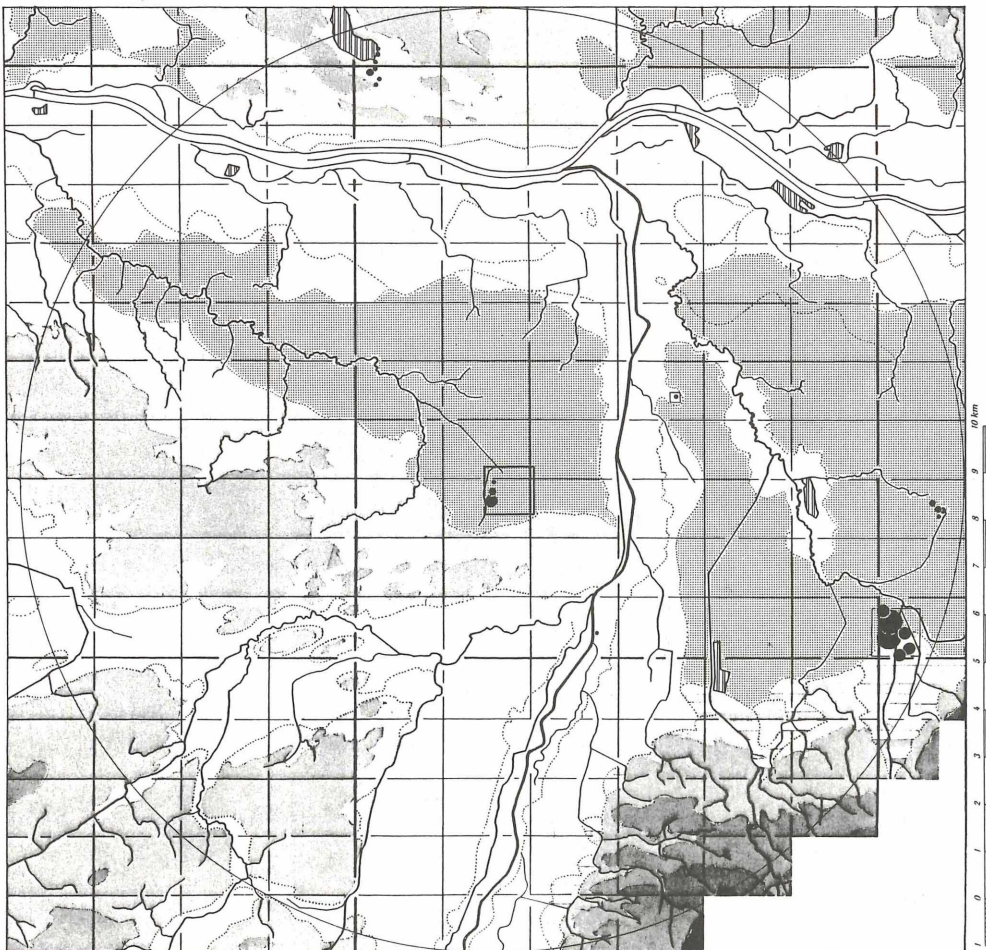
Abbildung 62:

CIRSIUM RIVULARE (Jacq.) All.



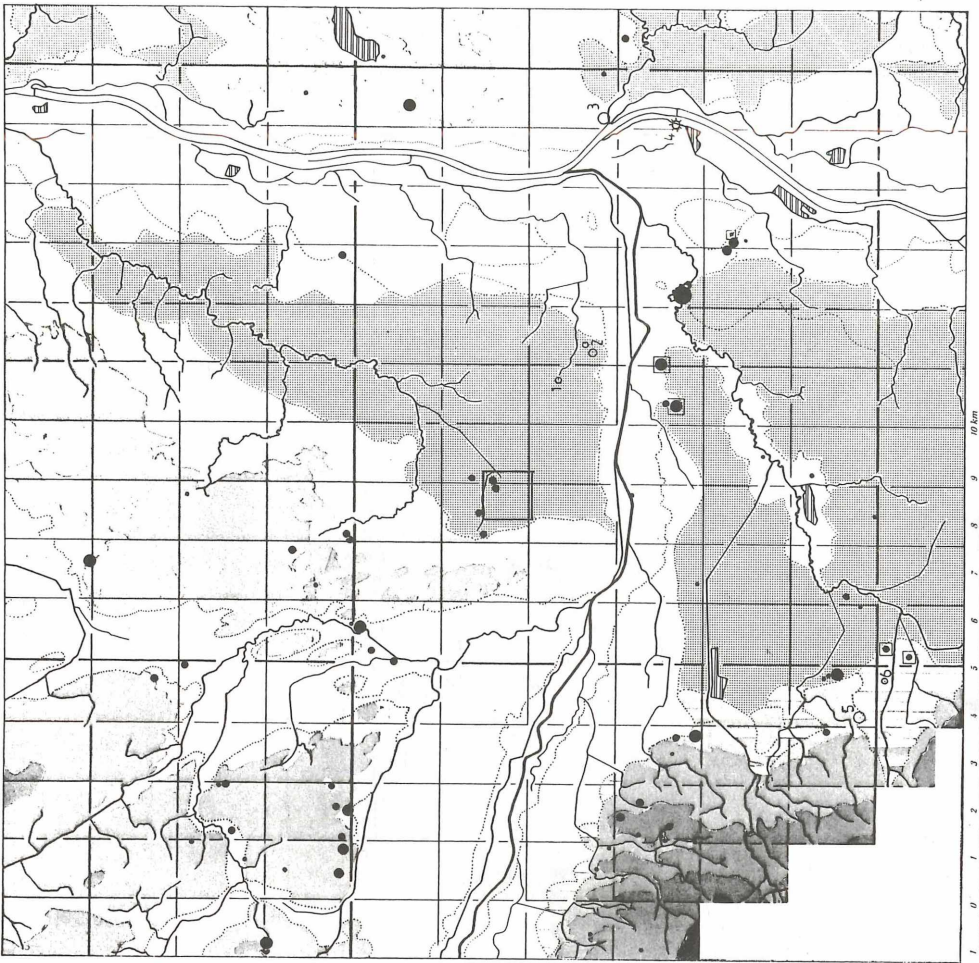
Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzermengeneinheit: Sproßbüschel
 Wuchsformtyp 3.2.2a
 Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesf1-s
 Aggregationsstyp a0-1

Abbildung 64:
CREPIS MOLLIS (Jacq.) Asch. Kartierungslücken!



Bestandesgrößenskala: Fa
 Pflanzermengeneinheit: Besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 5.2.2a
 Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: hydrochor, Hydrau
 Aggregationsstyp a3

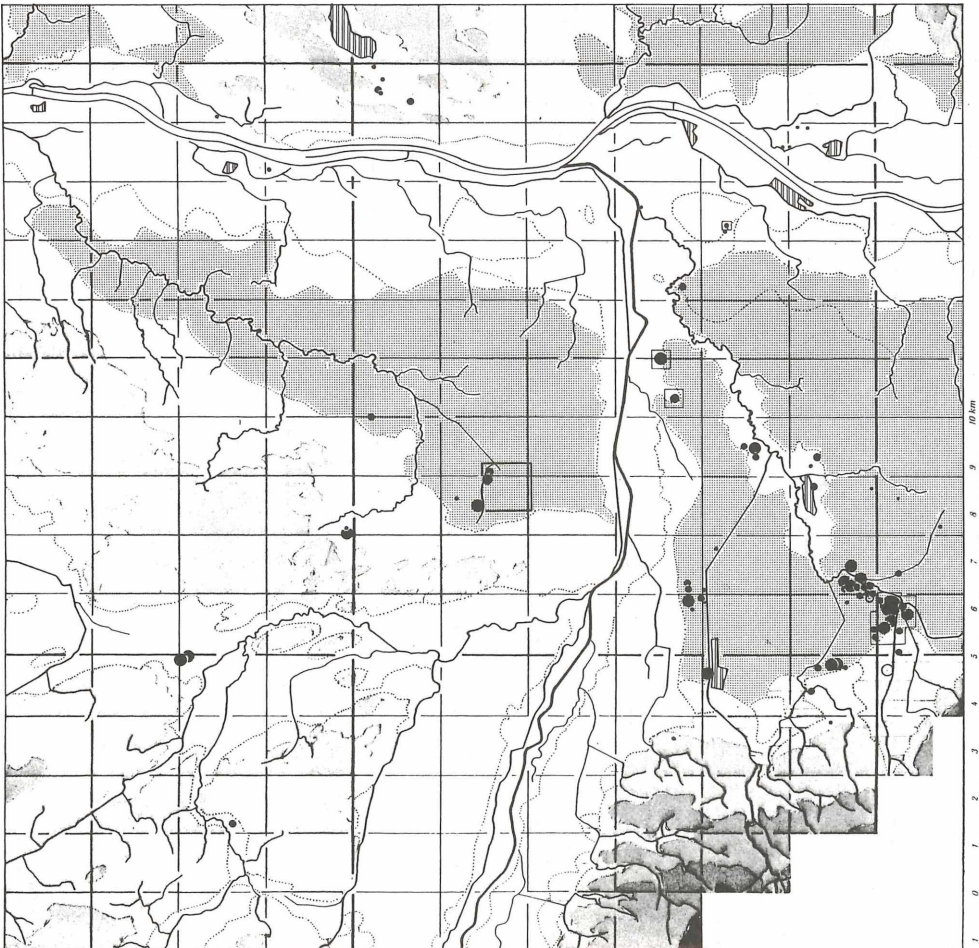
Abbildung 63:
CLADIUM MARISCUS (L.) Pohl



Bestandesgrößenskala: Z_I
 Pflanzmengeneneinheit: Pflanze
 Wuchsformtyp 2.2.1
 Entloshene Vorkommen: 1) MF 8138/1-35; 500 m sso der Moorwirtschaftsstelle b. Kolbermoor (!! 1967) - 3) MF 8138/2-35: "Hinter dem Plestenkeller" (Hofleiten/Rosenheim; SCHMIDT, J., ca. 1810) - 4) "am Innufer gegen Happing zu" (KÖBEL, F. in SEKTION ROSENHEIM D. DEUTSCH. & OESTERR. ALPENREISINS 1886, S. 90) - 5) MF 8137/4-35: 300 m nördl. v. ehem. Bahnhof Au (!! 1970) - 6) MF 8237/2-15: westl. d. Kläranlage von Au (!! 1981 vernichtet).
 Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anebf1-1
 Aggregationstyp a₀

Abbildung 66:

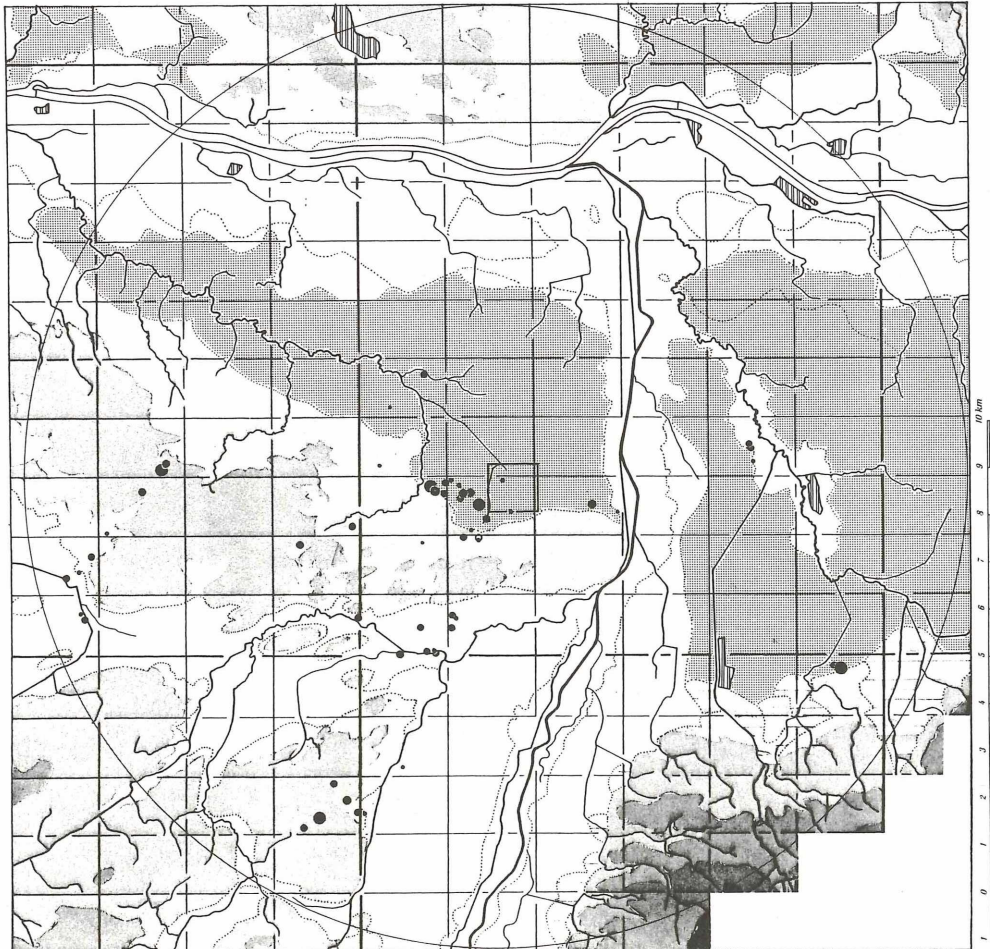
DACTYLORHIZA MAJALIS (Rchb.) Hunt & Summerh. Größere, saisonbedingte Kartierungslücken!



Bestandesgrößenskala: Z_I
 Pflanzmengeneneinheit: Pflanze
 Wuchsformtyp 2.2.1
 Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anebf1-1
 Aggregationstyp: a₀

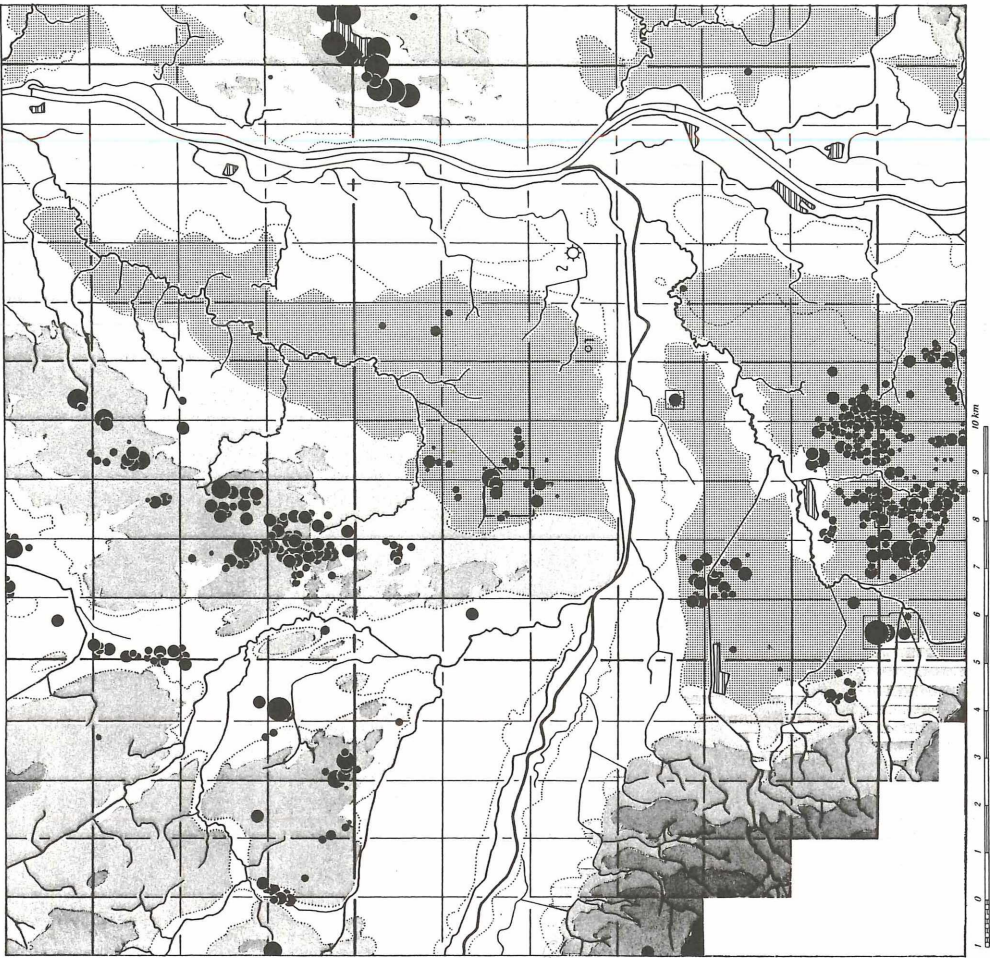
Abbildung 65:

DACTYLORHIZA INCARNATA (L.) So6 ssp. incarnata. Saisonbedingte Kartierungslücken!



Bestandsgrößenskala: Z1Fa'
 Pflanzengemeinschaft: Abgesetzte Spro-
 gruppe, Umrifffläche
 Wuchsformtyp 4.2.1

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: ballochor, Anebal
 Aggregationstyp a1



Bestandsgrößenskala: Z1
 Pflanzengemeinschaft: Nest
 Wuchsformtyp 2.2.2e

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anebf1-m
 Aggregationstyp a1

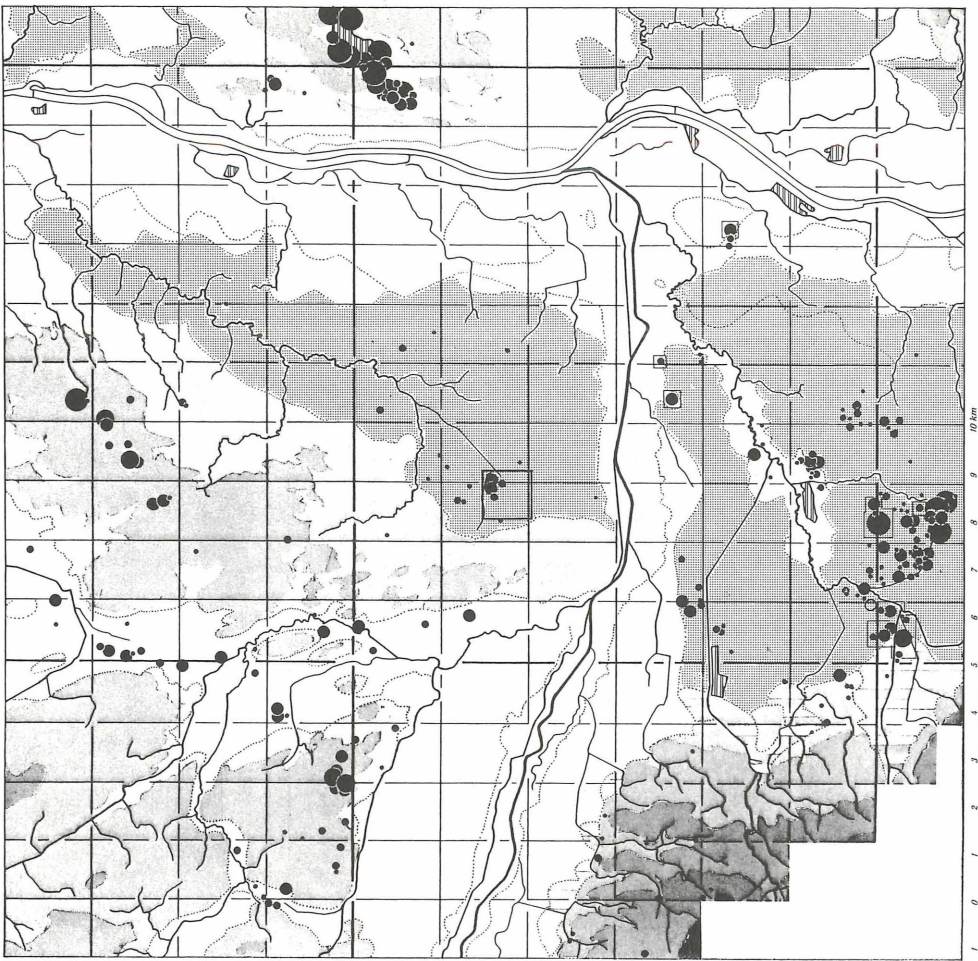
Erlösene Vorkommen: 1) MF 8138/4-31: 750 m westl. Fürstätt am Ferdinand-Schlögl-Weg (I: 1967) -
 2) "auf der Kupferling nächst Rosenheim" (SCHMIDT, J., ca. 1810)

Abbildung 67:

DIANTHUS SUPERBUS L. ssp. SUPERBUS

Abbildung 68:

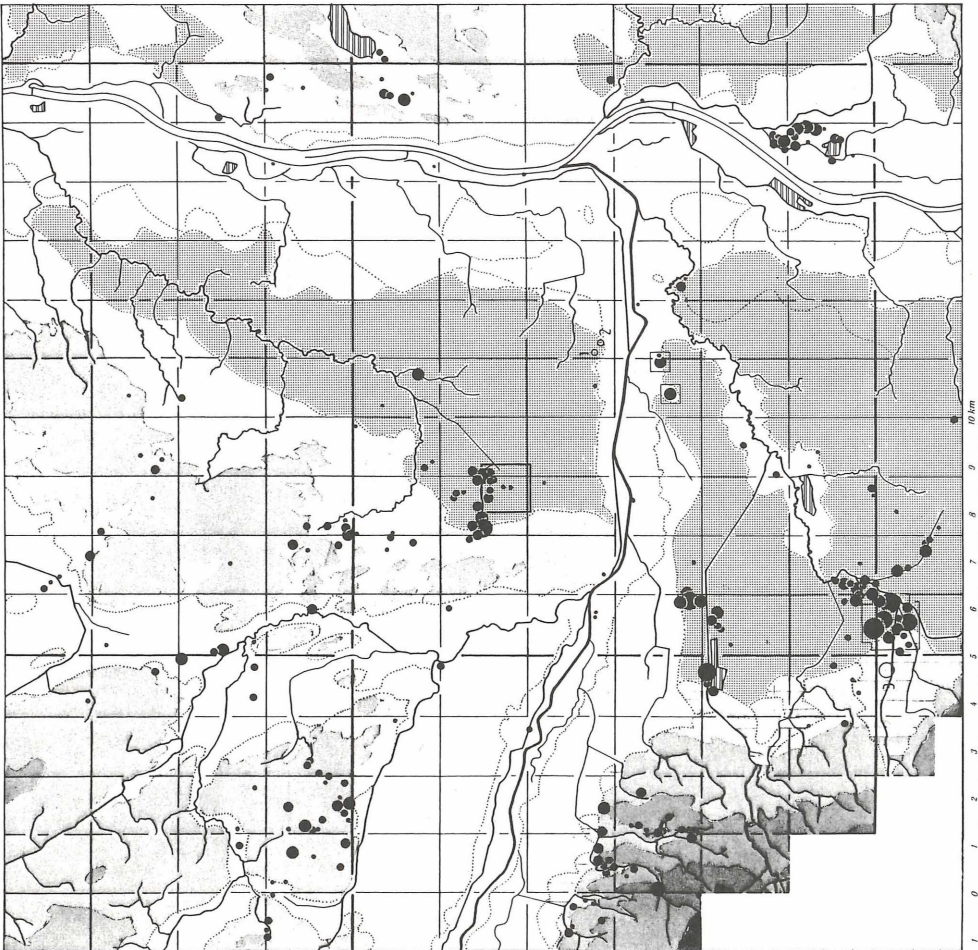
DROSERA ROTUNDIFOLIA L.



Bestandesgrößenkala: F_a
 Pflanzmengeneinheit: Besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 5.2.3a

Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-1
 Aggregationstyp a3

Abbildung 70:
ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM Honck.



Bestandesgrößenkala: Z_r
 Pflanzmengeneinheit: Luftpflanz
 Wuchsformtyp 5.2.2a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anebf1-1
 Aggregationstyp a2

Eriosehene Vorkommen: 1) MF 8138/2-31: Am Gangsteig, beim heutigen Tierheim (11.1965) - 2) dito.
 nördl. d. Bahnlinie 750 m wsw Fürstätt (11.1967) - 3) MF 8237/2-15: westl. Kläranlage Au (11.
 1981 vernichtet)

Abbildung 69:
EPIPACTIS PALUSTRIS (L.) Cr.

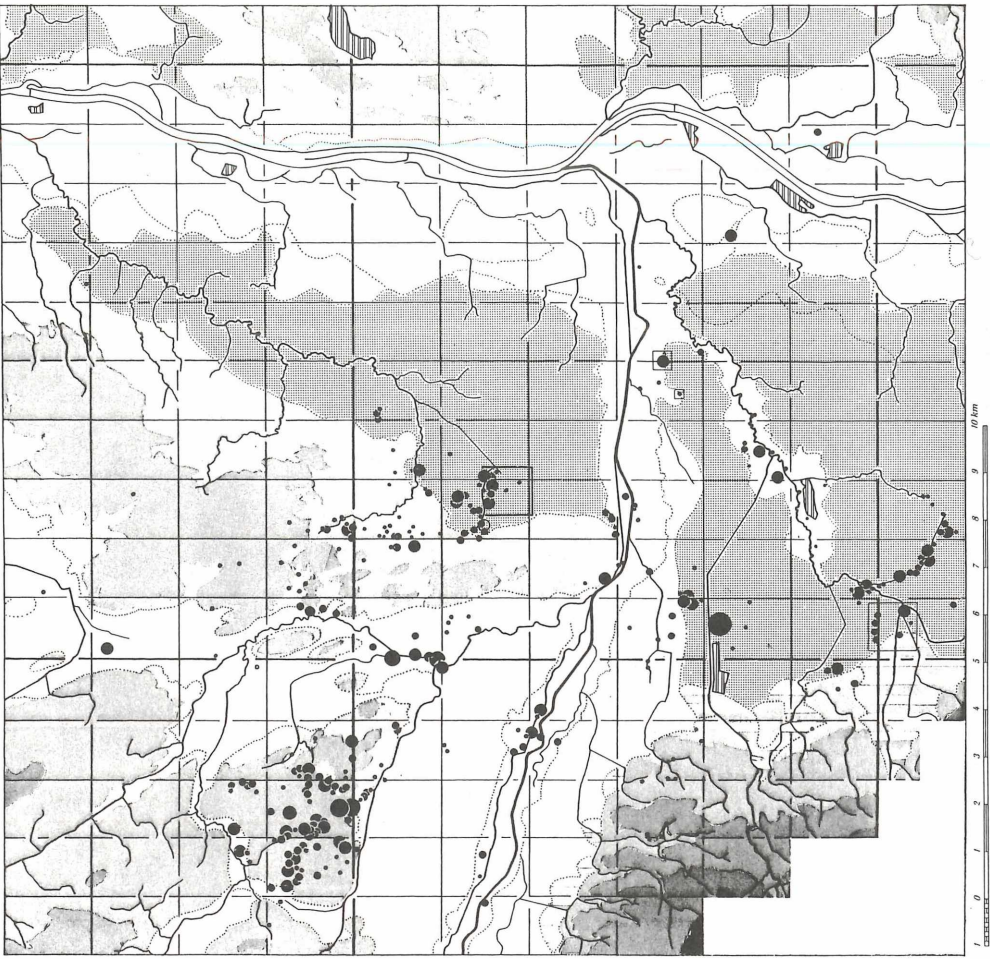


Abbildung 72:

GALIUM BOREALE L.

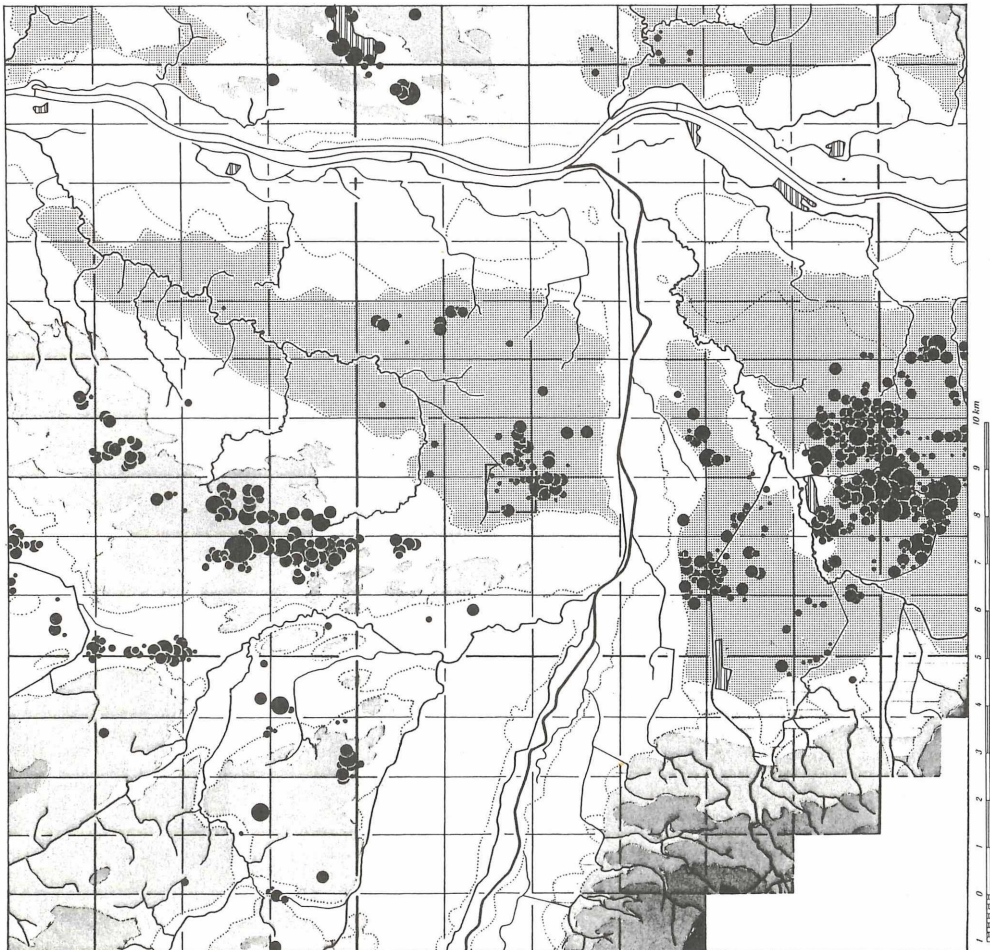
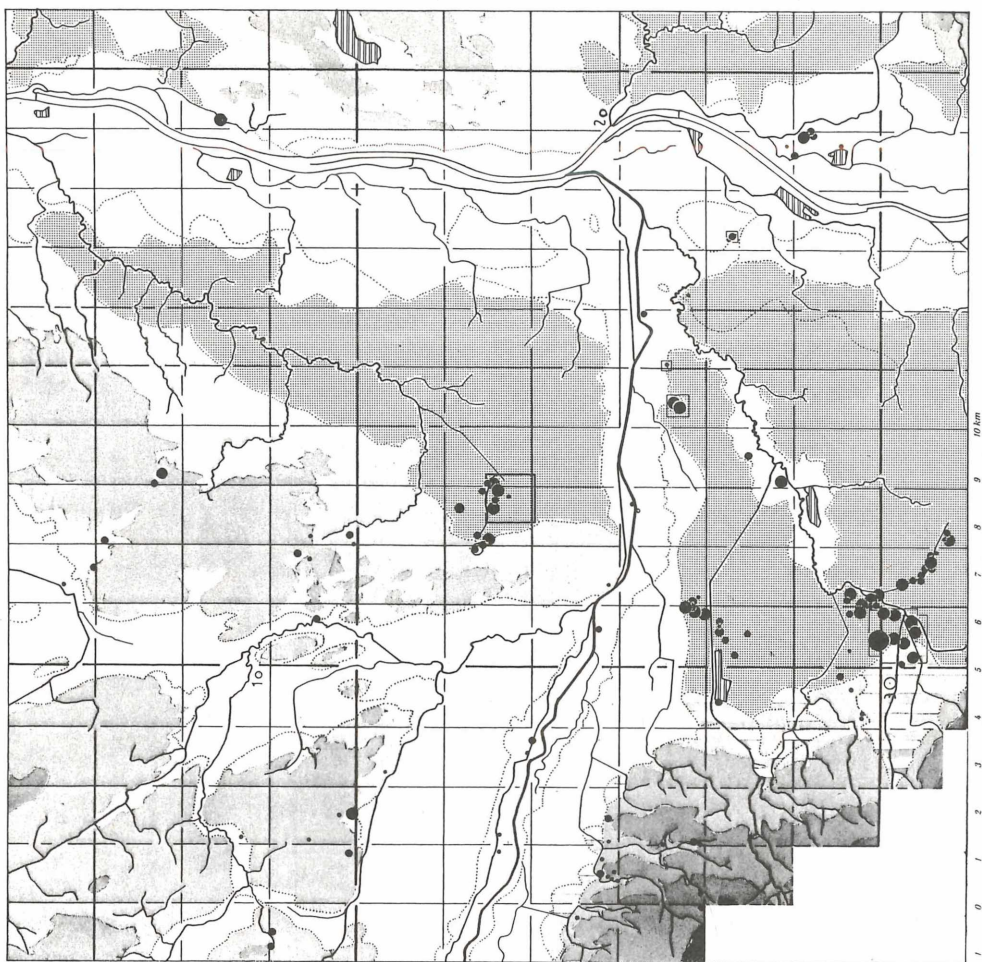


Abbildung 71:

ERIOPHORUM VAGINATUM L.

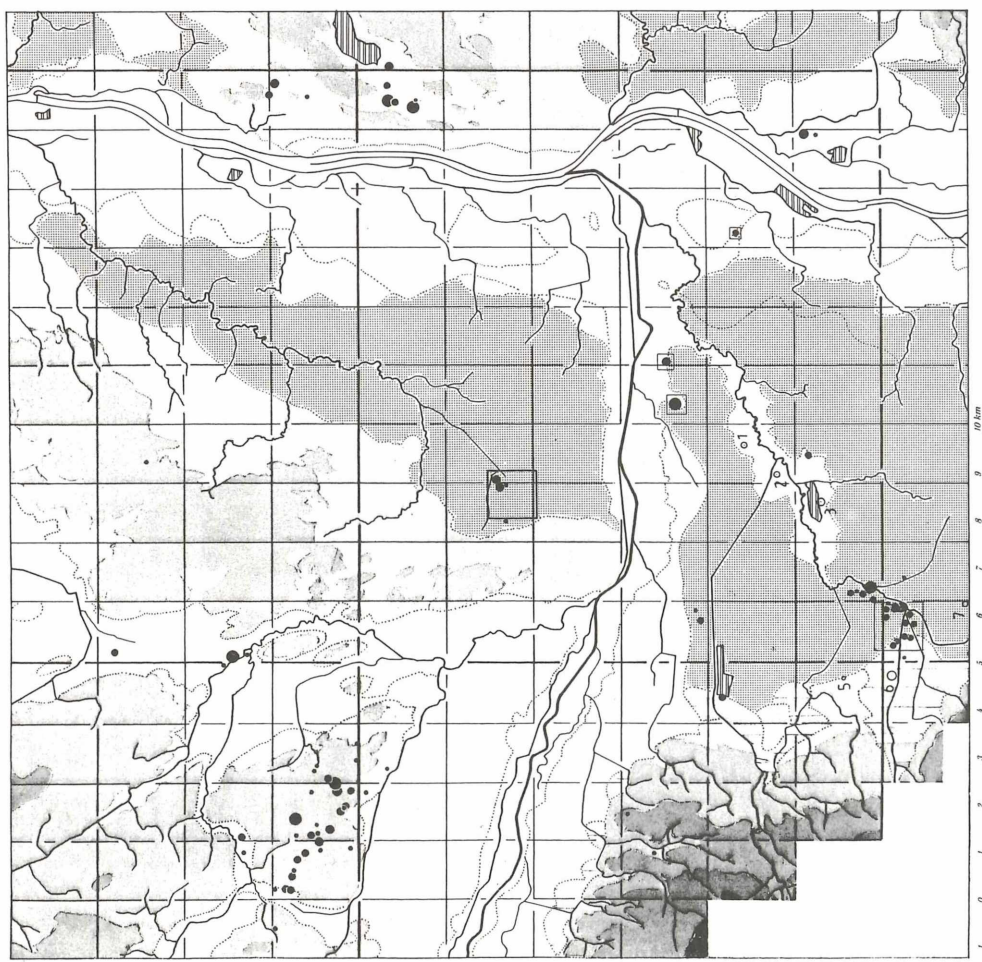


Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Sproßbüschel
 Wuchsformtyp 3.2.3a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Aneffl-h
 Aggregationstyp a0-1

Nicht mehr bestätigte Vorkommen:
 1) MF 8037/4-25: Krompichl b. Beyharting (11.1969) - 2) MF 8138/2-35: "auf der Huberteite nächst der Moosmühle" (SCHMIDT, J., ca. 1810, als "Orchis compea") - 3) MF 8237/2-15: westl.d.Kläranlage Au (11.1981 vernichtet)

Abbildung 74:
 GYMNADENIA CONOPSEA (L.) R. Br.

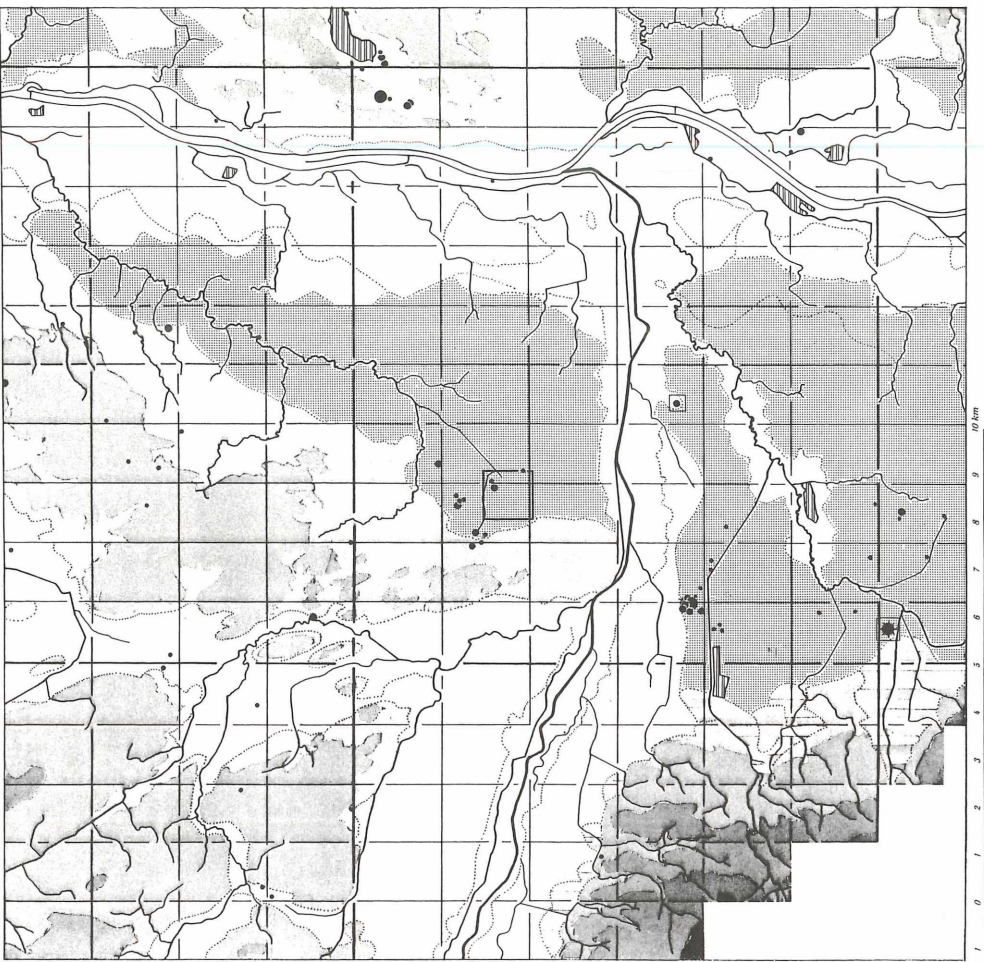


Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Sproßbüschel
 Wuchsformtyp 3.2.3a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Aneffl-h
 Aggregationstyp a0-1

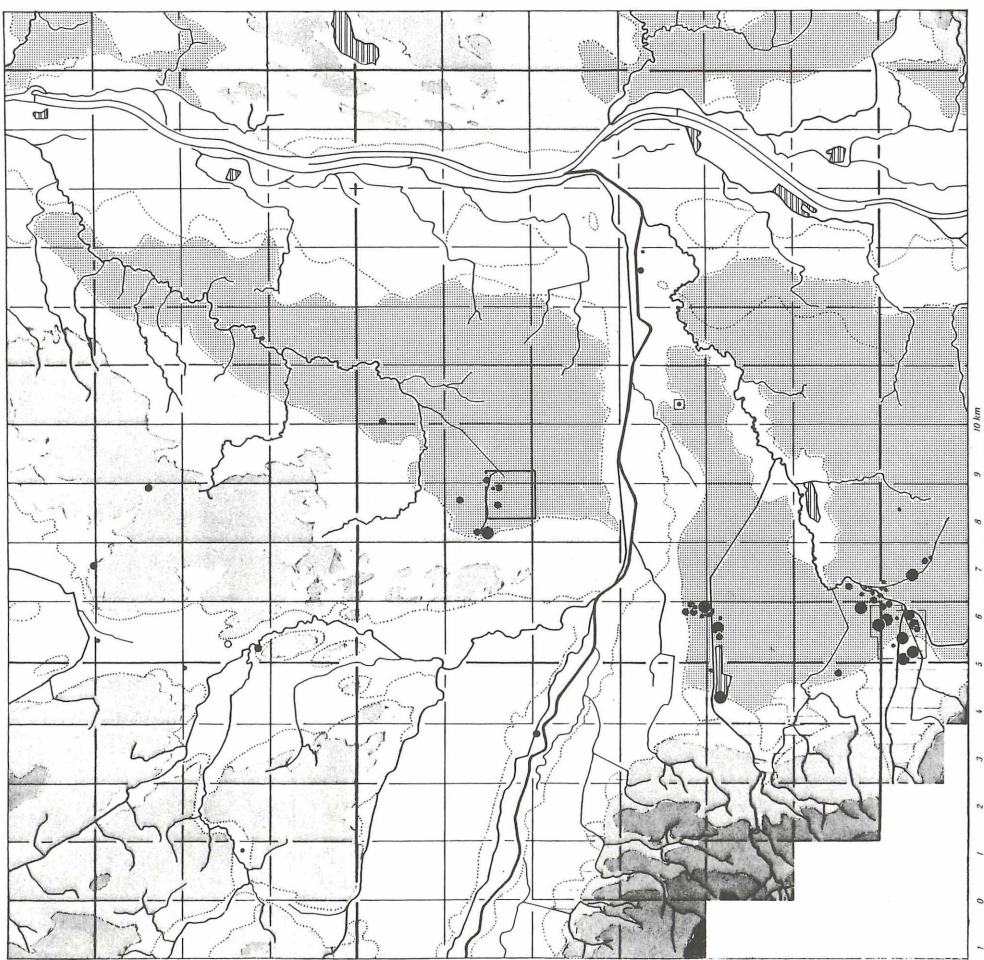
Nicht mehr bestätigte Vorkommen: 1) 2) MF 8138/3-24: Kaltental obh. Westerdorf a.w. (11.1967) - 3) 8138/3-33: südl. d. Karpenteiche v. Wasserwiesen (11.1971) - 4) MF 8137/4-32: Eckersberg-Südhang (Quellsumpf; 11.1968) - 5) MF 8137/4-35: 1 km westl. Torfwerk Au-Eulerau (11.1971) - 6) westl. Kläranlage Au (11; Vernichtung 1981) - 7) MF 8238/1-11: zw. Moosmühl u. Moosmühl/Bad Feilnbach (11.1971)

Abbildung 73:
 GENTIANA PNEUMONANTHE L.



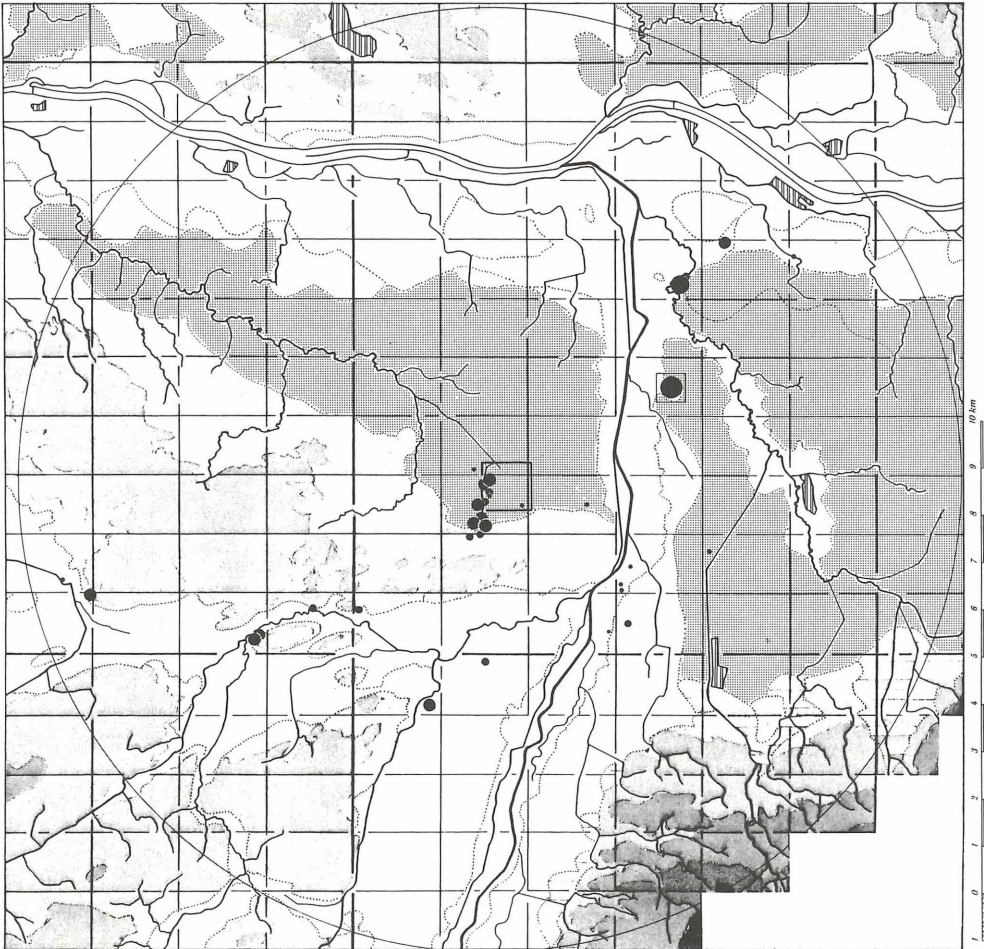
Bestandsgrößenskala: ZiFa'
 Pflanzmengeneinheit: Sproßbüschel,
 Umrifffläche
 Wuchsformtyp 5.1.2b
 Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: zoochor, Ornepi
 Aggregationstyp a1

Abbildung 76:
JUNCUS ALPINUS VIII. ssp. ALPINUS



Bestandsgrößenskala: Fa'
 Pflanzmengeneinheit: Besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 5.2.3b
 Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfi-s
 Aggregationstyp a2
 Vernichtetes Vorkommen: NF 8038/75-21: am Westfuß des Eich-Bergs/Schmidhausen (!: 1969)

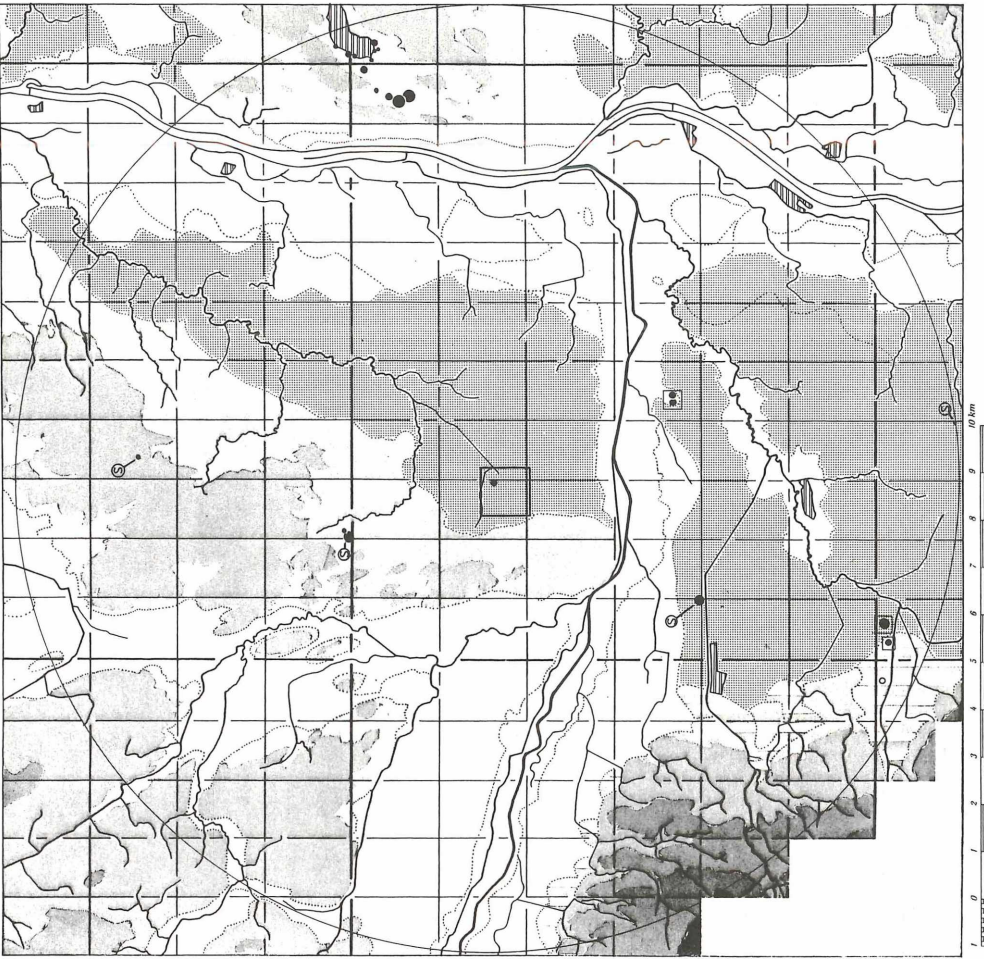
Abbildung 75:
JUNCUS ALPINUS VIII. ssp. SALICINA



Bestandesgrößenskala: Fa
 Pflanzmengeneinheit: Besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 5.2.2a

Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: (ballochor, Aneba1)
 Aggregationstyp a3

Abbildung 77:
JUNCUS SUBNODULOSUS Schrank



Bestandesgrößenskala: Z5
 Pflanzmengeneinheit: Sproßbüschel
 Wuchsformtyp 3.1.1a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anefl-1
 Aggregationstyp a1

Vernichteter Bestand: MF 8237/2-15: westl. d. Kläranlage von Au (11; Vernichtung 1981)

⊗ Vorkommen mit Sekundärstandorten

Abbildung 78:
LIPARIS LOESELII (L.) Rich.

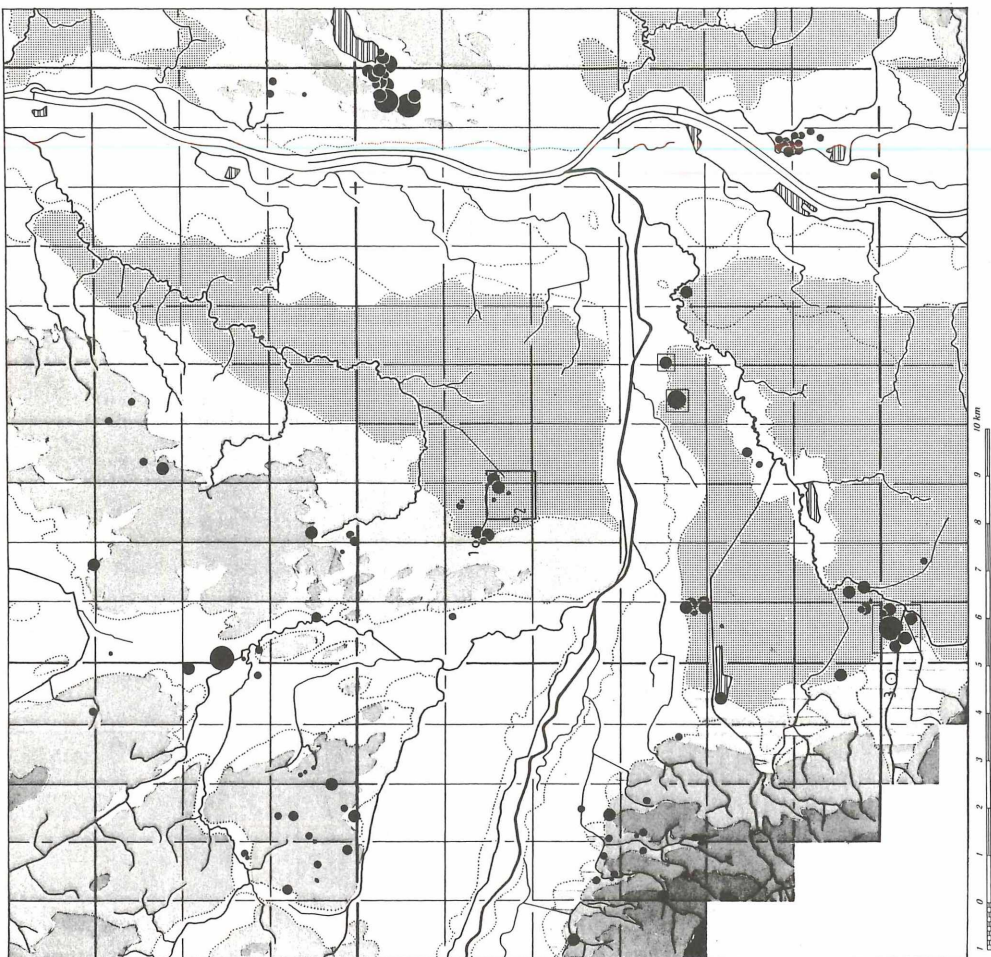


Abbildung 80:
PARNASSIA PALUSTRIS L.

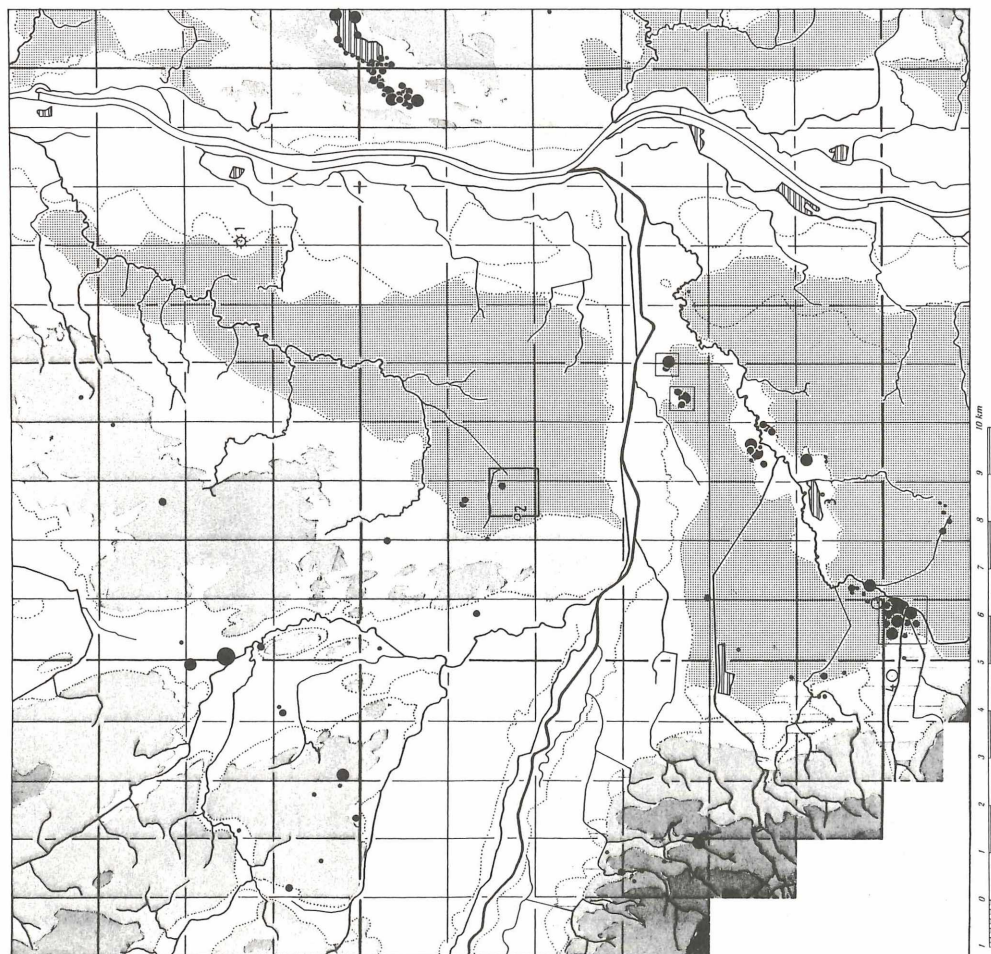
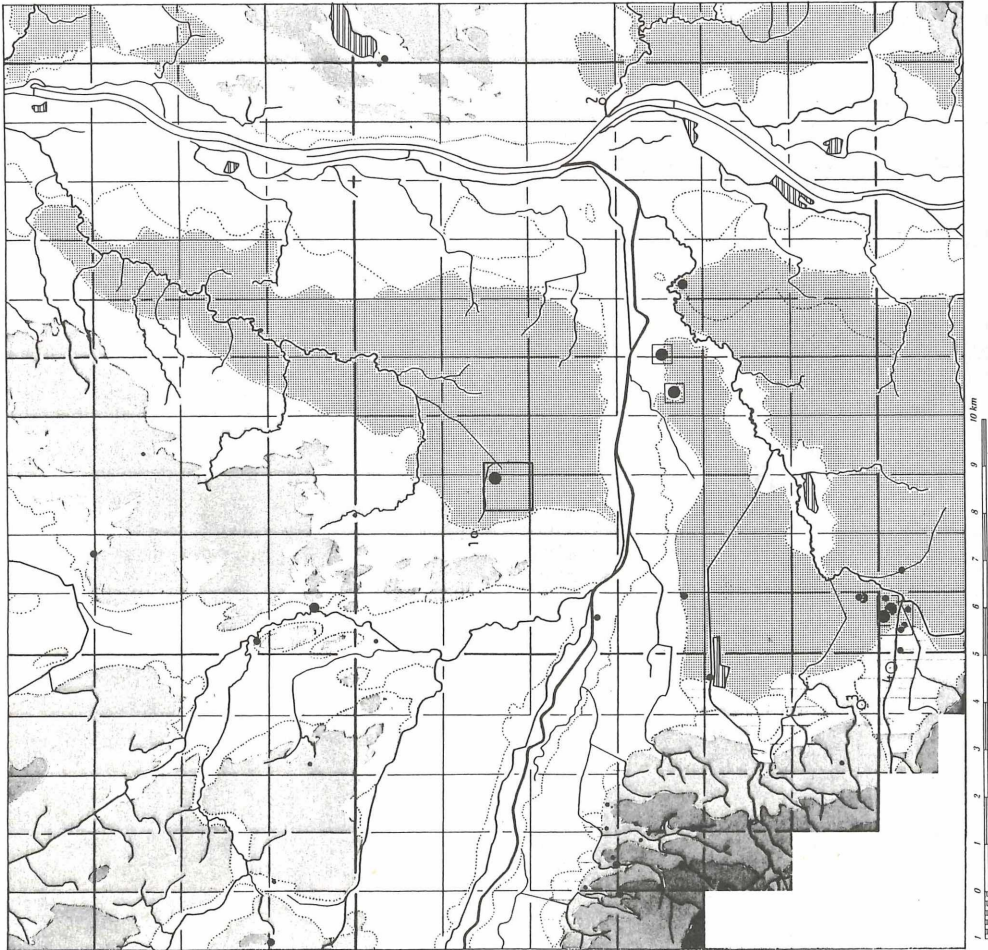


Abbildung 79:
MENYANTHES TRIFOLIATA L.



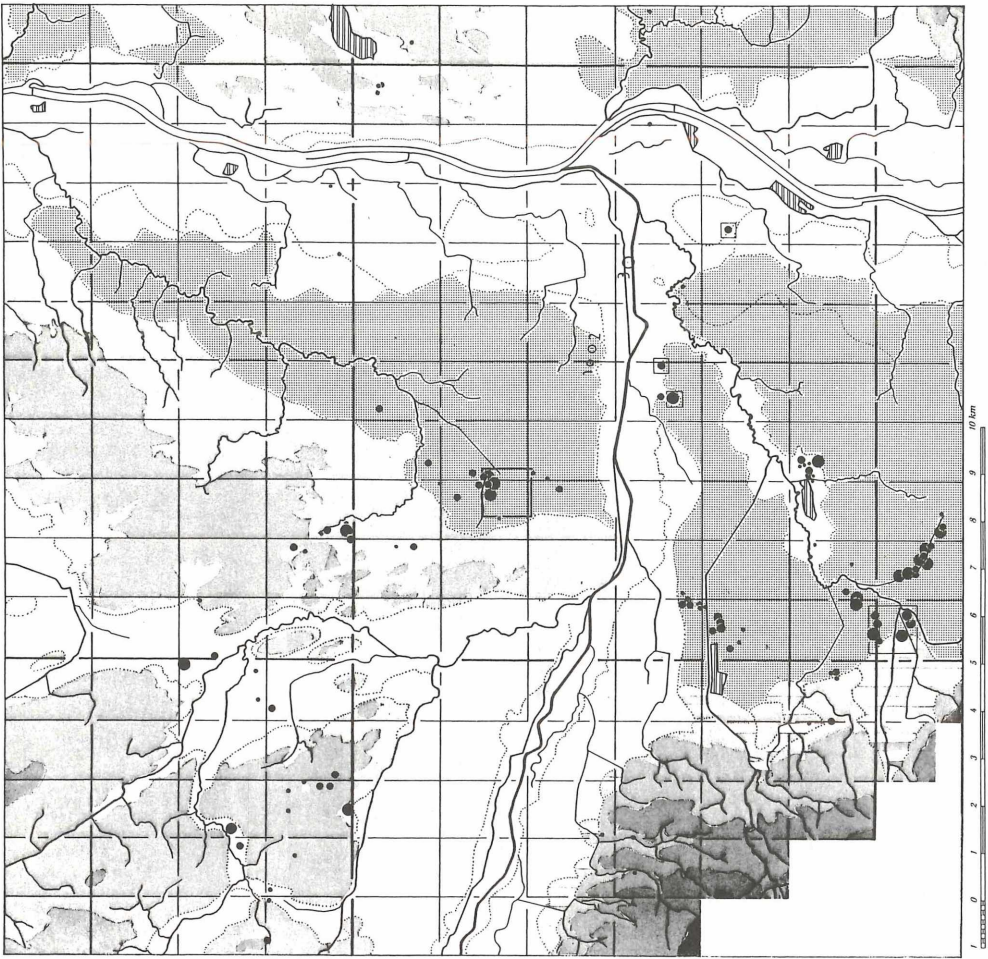
Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengenheit: Nest
 Wuchsformtyp 2.2.2b

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, (Anebf1-m)
 Aggregationstyp a1

Nicht mehr bestätigte Vorkommen: 1) MF 8138/1-12: Westrd. d. "Moosgartens" bei Ellmoosen († 1968) - 2) MF 8138/2-55: "unter der Huberleite" (SCHMIDT, J. ca. 1810). - 3) MF 8137/4-35: 300 m nördl. ehem. Bahnhof Au († 1970) - 4) MF 8237/2-15: westli. d. Kläranlage v. Au (†; 1981 vernichtet)

Abbildung 81:

PINGUICULA VULGARIS L.



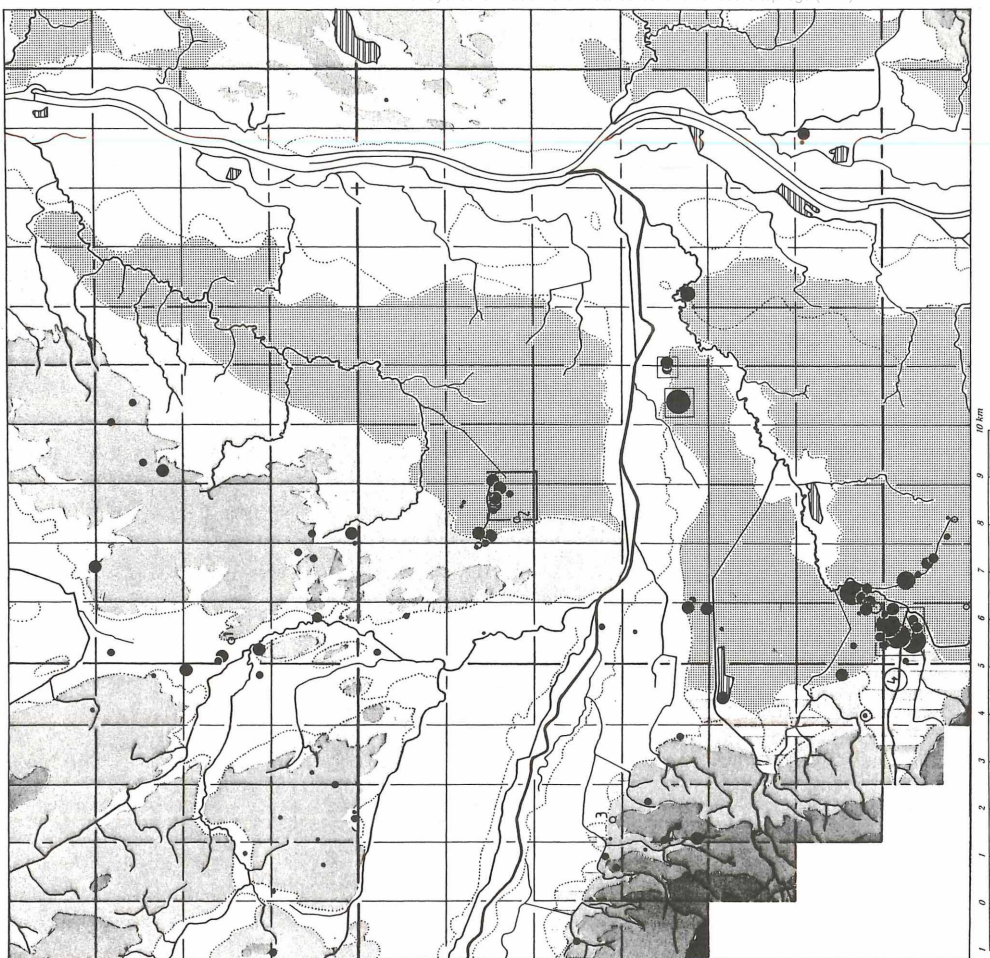
Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengenheit: Pflanze
 Wuchsformtyp 2.2.1

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anebf1-l
 Aggregationstyp eo

Nicht mehr bestätigte Vorkommen: 1) MF 8138/1-35: Am Gangsteig im Bereich d. heutigen Tierheims († 1965) - 2) MF 8138/2-31: am Ferdinand-Schlögl-Weg 750 m westl. v. Fürstätt († 1967) - 3) "auf der Stockinger Miese" (SCHMIDT, J., ca. 1810 als "Orchis bifolia") bzw. "in der Plantage (10 Minuten vom oberr Wöhr)" (KÖBEL in SEKTION ROSENHEIM D. DEUTSCH. & OESTERR. ALPENWER. 1886: 89/90). - Außerdem (nicht eingetragen): Weichholzlauen a. Im unth. Rosenheim (RINGLER, M. 1972: 34)

Abbildung 82:

PLATANTHERA BIFOLIA L.) Rich. Saisonbedingte Kartierungslücken!



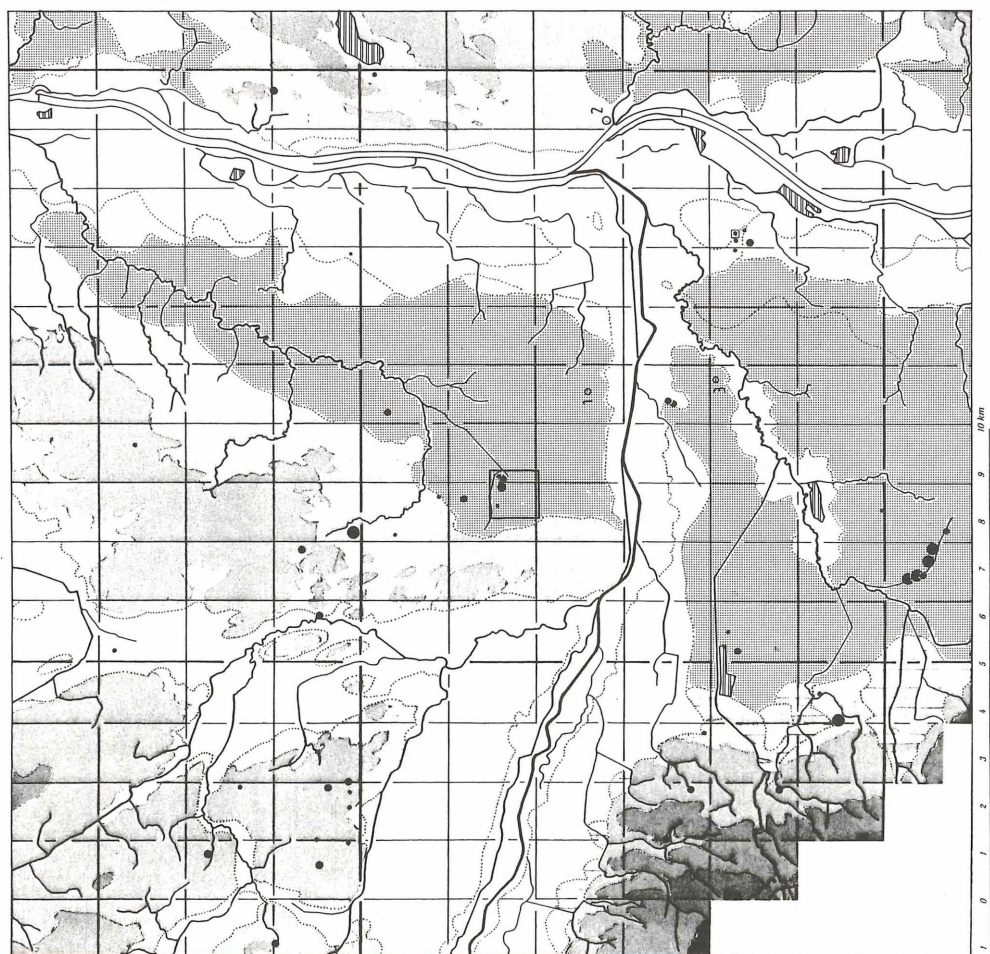
Bestandesgrößenkala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Stöckchen
 Wuchsformtyp 3.2.1

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: balliochor, Anebal
 Aggregationstyp aq

Erläuternde Vorkommen: 1) MF 8038/2-21: Westflug d. Eich-Beretes/Schmidhausen (I; 1969) - 2) MF 8138/1-23: nördl. Waschbrunn/Bad Aibling (I; 1968) - 3) MF 8137/2-33: 300 m wsw Unteraudhausen (I; 1971) - 4) MF 8237/2-15: westl. d. Kläranlage v. Au (I; 1981 vernichtet) - außerdem (nicht dargestellt): "häufig um Rosenheim" (SCHMIDT, ca. 1810)

Abbildung 84:

PRIMULA FARINOSA L. ssp. FARINOSA



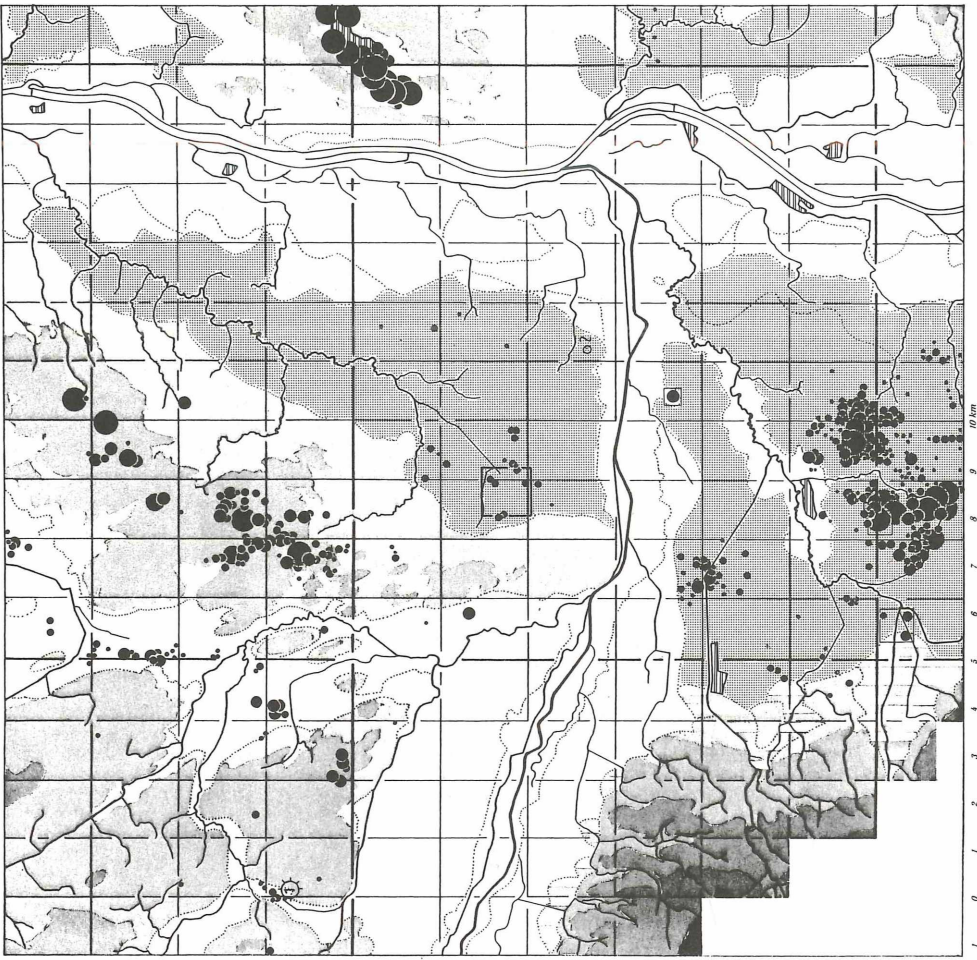
Bestandesgrößenkala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Stöckchen
 Wuchsformtyp 3.2.2a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: mymekochor, Myr (+ Aneffl-k)
 Aggregationstyp aq

Erläuternde Vorkommen: 1) MF 8138/1-25: Kolbermoor, nsw der Karolinenhöhe (I; ca. 1960) - 2) MF 8138/2-35: "am Hügel hinter dem Plestenkeller" (SCHMIDT, J., ca. 1810) - 3) MF 8138/3-25: Kaltenleite zw. Schlippham u. Pösling (I; 1971)

Abbildung 83:

POLYGALA VULGARIS L.

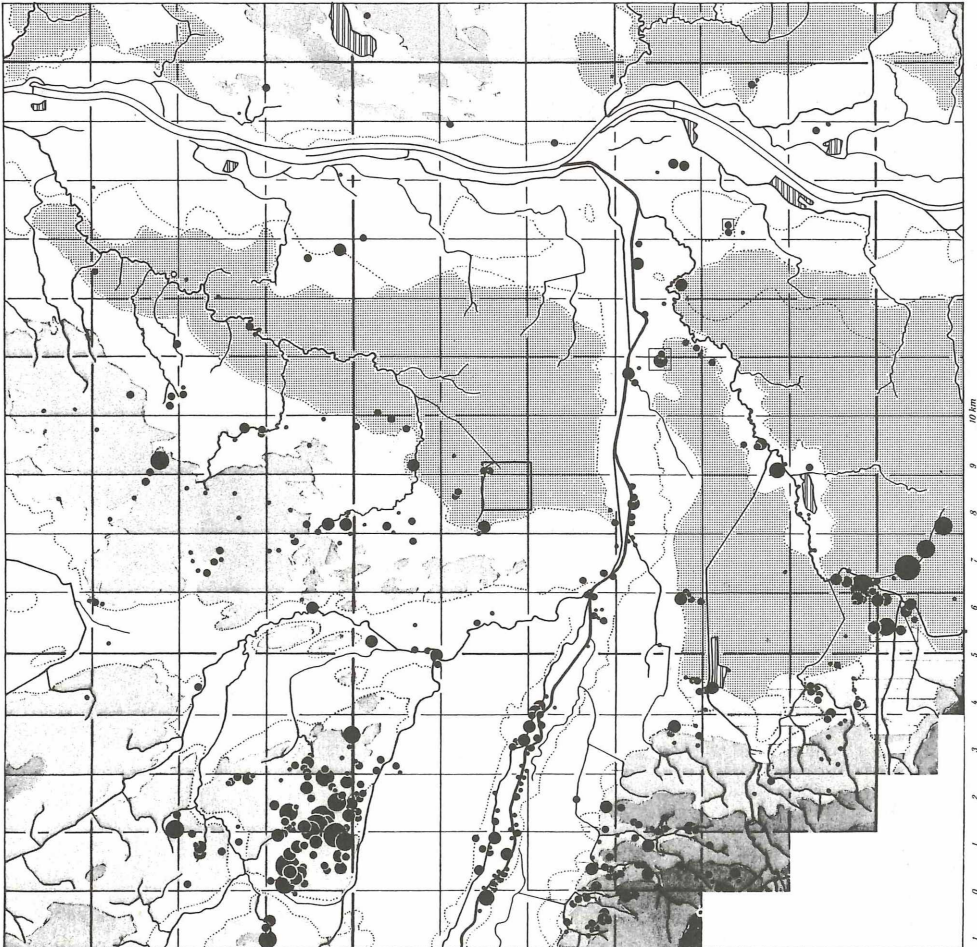


Bestandesgrößenskala: Fa
 Pflanzmengeneinheit: Umriffläche
 Wuchsformtyp 3.3.3c

Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: zoochor, Mamepi
 Aggregationstyp a3

Vernichtete Vorkommen: 1) MF 8037/4-32: großflächiger Bestand 1 km süd. u. südöstl. v. Oberholzham (ANONYM, 1954) - 2) MF 8138/2-31: am Ferdinand-Schlögi-Weg 750 m westl. v. Fürstätt (!: 1967)

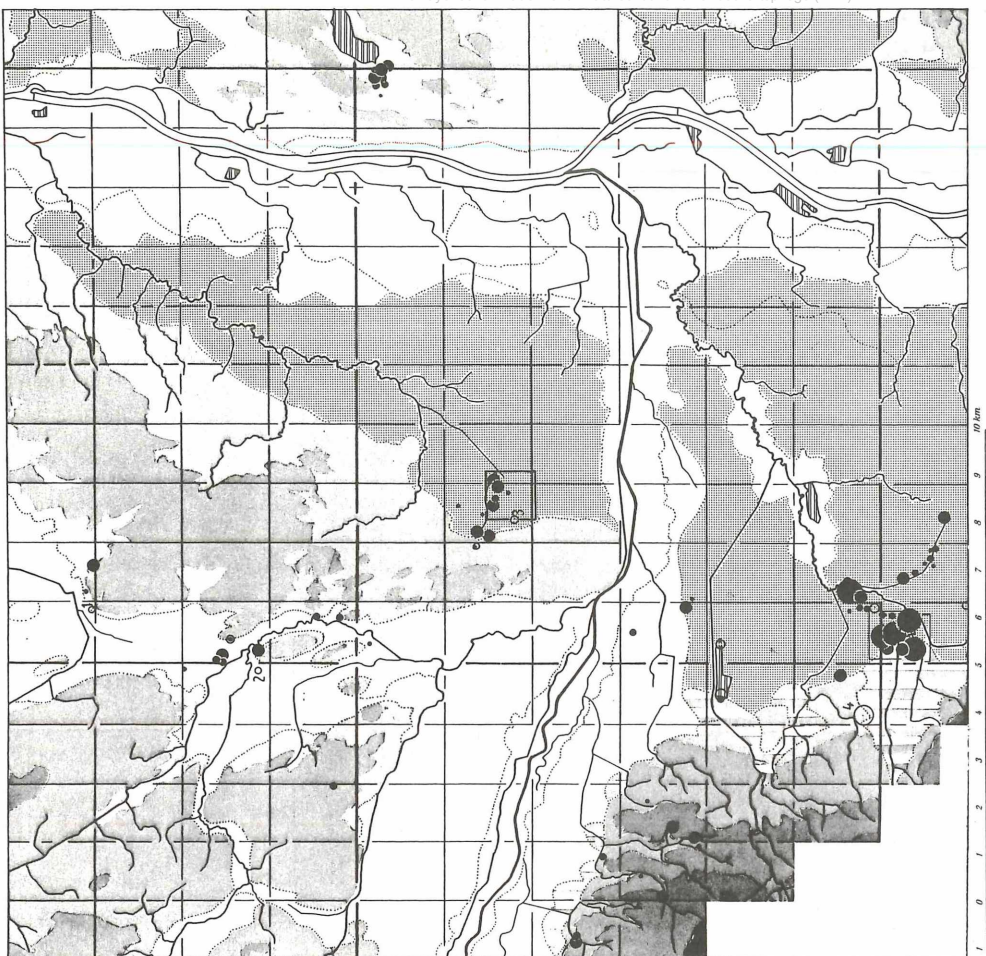
Abbildung 86:
RHYNCHOSPORA ALBA (L.) Vahl



Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Stock
 Wuchsformtyp 3.2.1

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: zoochor, Mamend
 Aggregationstyp a0

Abbildung 85:
RANUNCULUS NEMOROSUS DC.



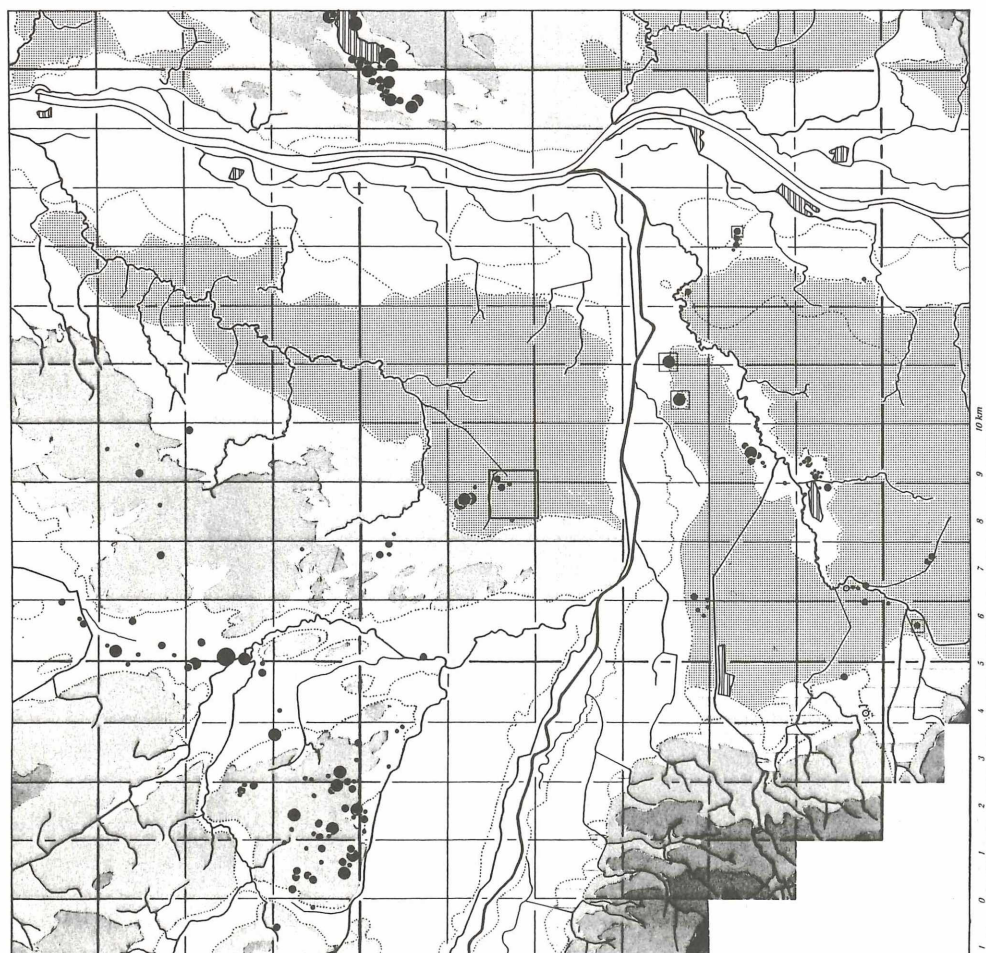
Bestandesgrößenkala: Z₁F_a
 Pflanzmengeneinheit: Horst, Umrifffläche
 Wuchsformtyp 3.3.3.2

Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: (hydrochor, Hydrau)
 Aggregationstyp a₃

Erlösene Vorkommen: 1) WF 8038/1-11 Taländg. zw. Mühl- u. Fuchsberg/Tunterhausen (!! 1972)
 - 2) WF 8037/4-25 Kronbichl/Beyharting (!! 1969) - 3) WF 8138/1-23 nördl. Waschbrunn/Bad
 Aibling (!! 1968) - 4) WF 8137/4-35: 300 m nördl. ehem. Bahnhof v. Au (!! 1970)

Abbildung 88:

SCHOENUS FERRUGINEUS L.



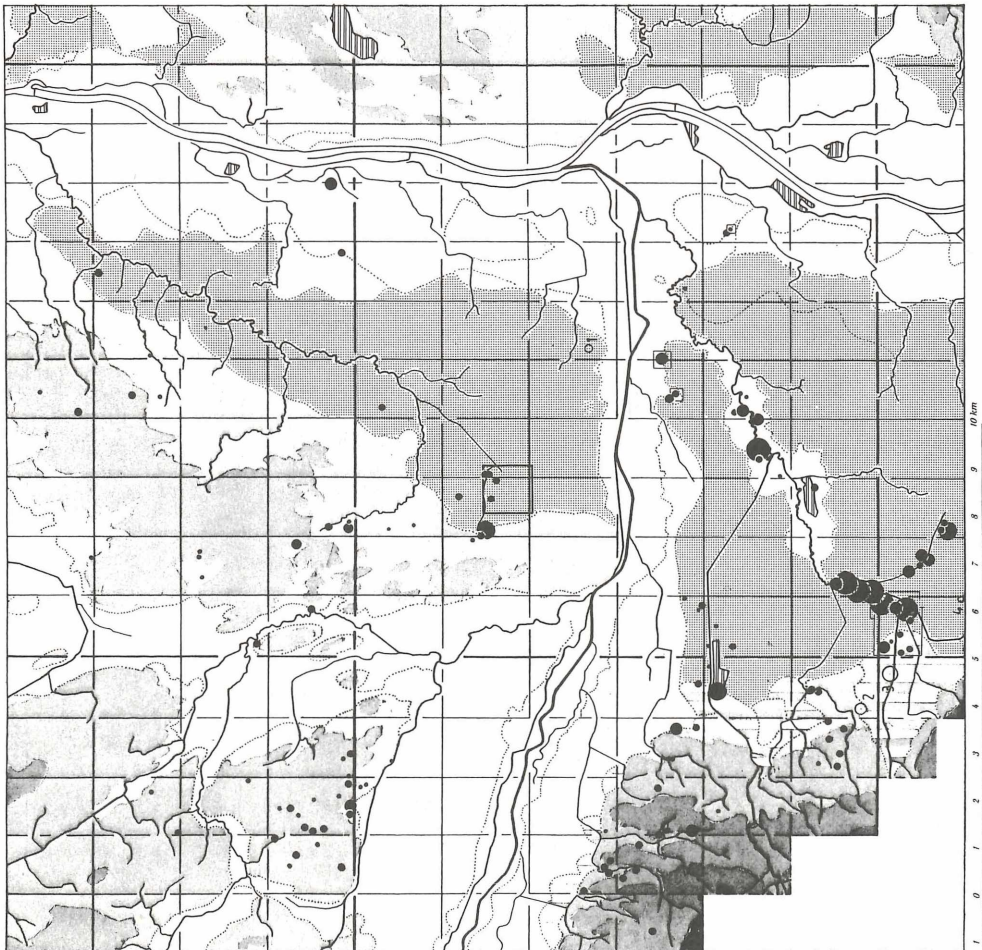
Bestandesgrößenkala: Z₁F_a
 Pflanzmengeneinheit: Sprößgruppe,
 Umrifffläche

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-1
 Aggregationstyp a₁₋₂

Wuchsformtyp 5.2.5a
 Vernichtete Vorkommen: 1) WF 8137/4-35: 300 m nördl. v. ehem. Bahnhof Au (!! 1970)

Abbildung 87:

SALIX REPENS L.

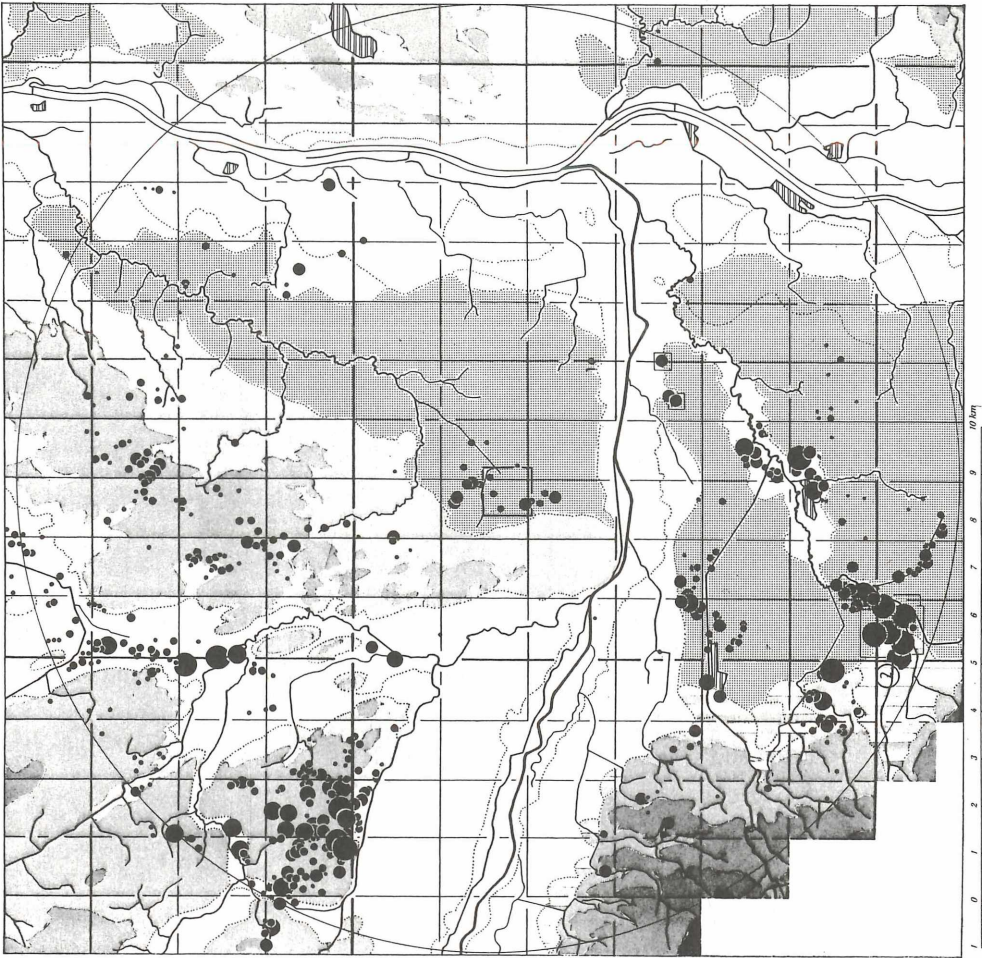


Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Sprodbüschel
 Wuchsformtyp 3.2.3a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-s
 Aggregationstyp a1

Vernichtete Vorkommen: 1) MF 8138/2-31: 750 m westl. v. Fürstätt am Ferd.-Schlößl-Weg (II 1966) -
 2) MF 8137/4-35: 300 m nördl. ehem. Bahnhof Au (II 1970) - 3) MF 8237/2-15: westl. d. Kläranlage
 v. Au (II; 1981 vernichtet) - 4) MF 8238/1-11; zw. Moosliendl u. Moosnühle/Bad Feilnbach (II 1971)

Abbildung 89:
SCORZONERA HUMILIS L.

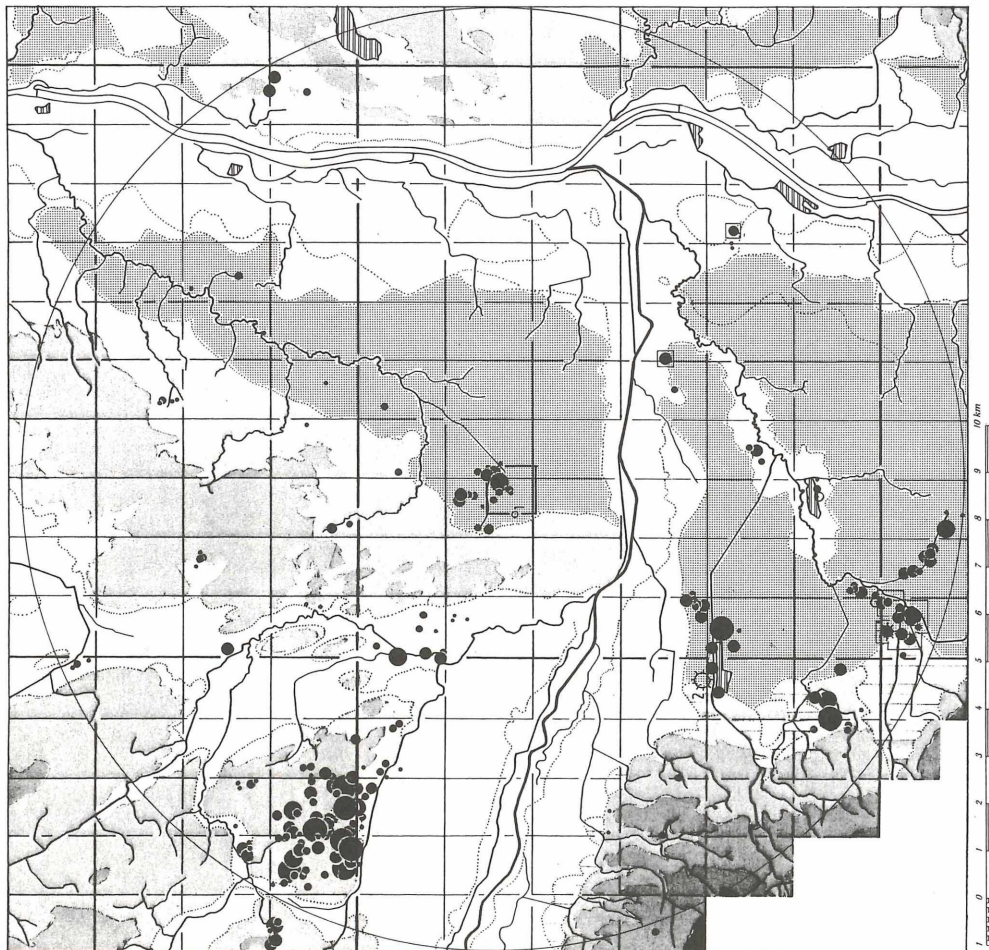


Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Stock
 Wuchsformtyp 3.2.1

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-k
 Aggregationstyp a0

Vernichtete Vorkommen: 1) MF 8138/1-35: Am Gangsteig, im Ber. d. heutigen Tierheims (II 1965) -
 2) 8237/2-15: westl. d. Kläranlage Au (II; 1981 vernichtet)

Abbildung 90:
SELINUM CARVIFOLIA L.



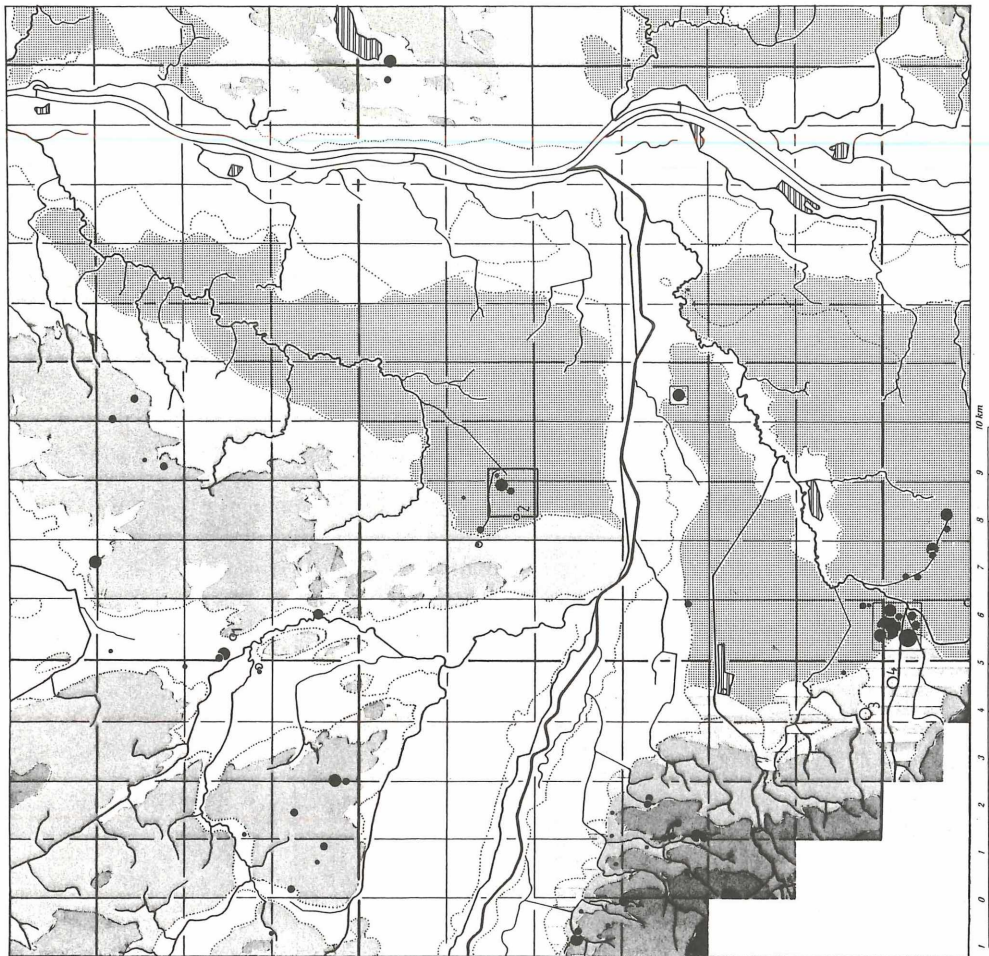
Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneneinheit: Stock
 Wuchsformtyp 3.2.1

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-s
 Aggregationstyp a0-1

Vernichtete Vorkommen: 1) MF 8138/1-23: nördl. Waschbrunn/Bad Aibling (I 1968) - 2) MF 8137/4-15: westliches Willinger Weitmoos (I 1971)

Abbildung 91:

SERRATULA TINCTORIA L.



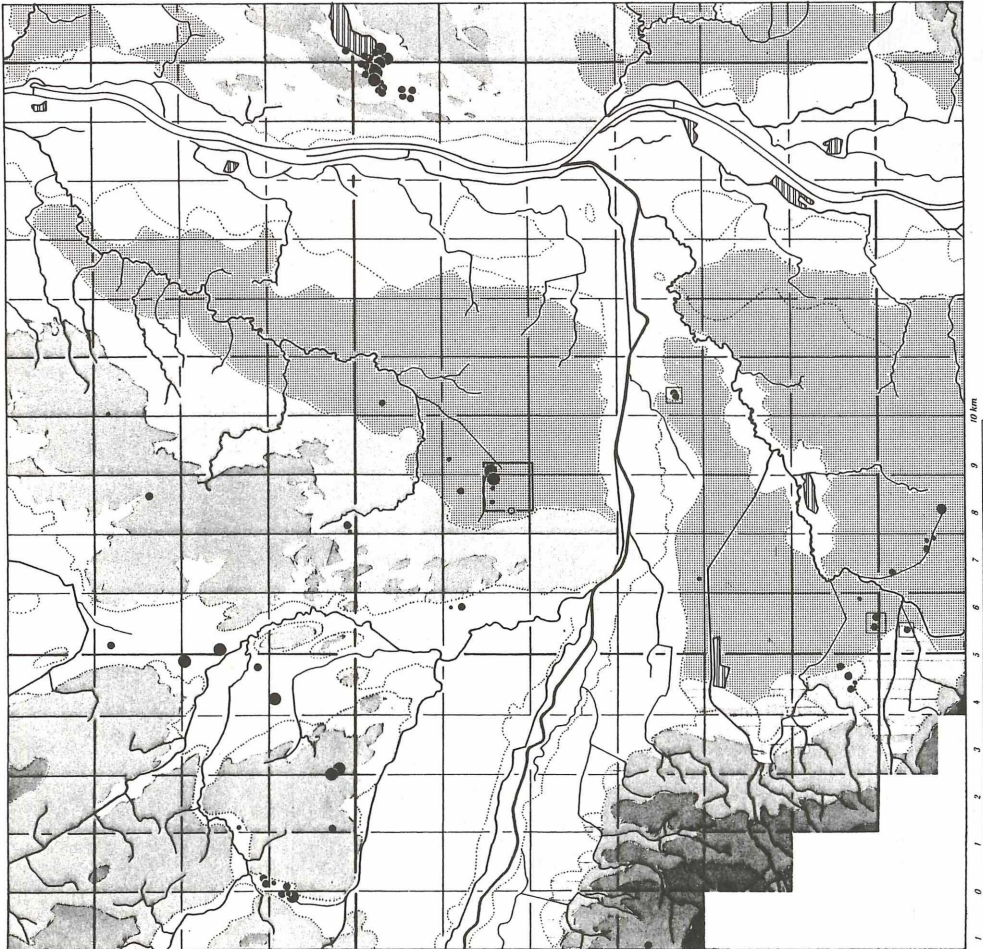
Bestandesgrößenskala: Z1
 Pflanzmengeneneinheit: Stock
 Wuchsformtyp 3.2.2a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-m
 Aggregationstyp a0

Vernichtete Bestände: 1) MF 8038/3-21: westlicher Hangfuß d. Eich-Berges b. Schmidhausen (I 1969) - 2) MF 8138/1-23: nördl. Waschbrunn/Bad Aibling (I 1968) - 3) MF 8137/4-35: 300 m nördl. v. ehem. Bahnhof Au (I 1970) - 4) MF 8237/2-15; westl. d. Kläranlage v. Au (I; 1981 vernichtet)

Abbildung 92:

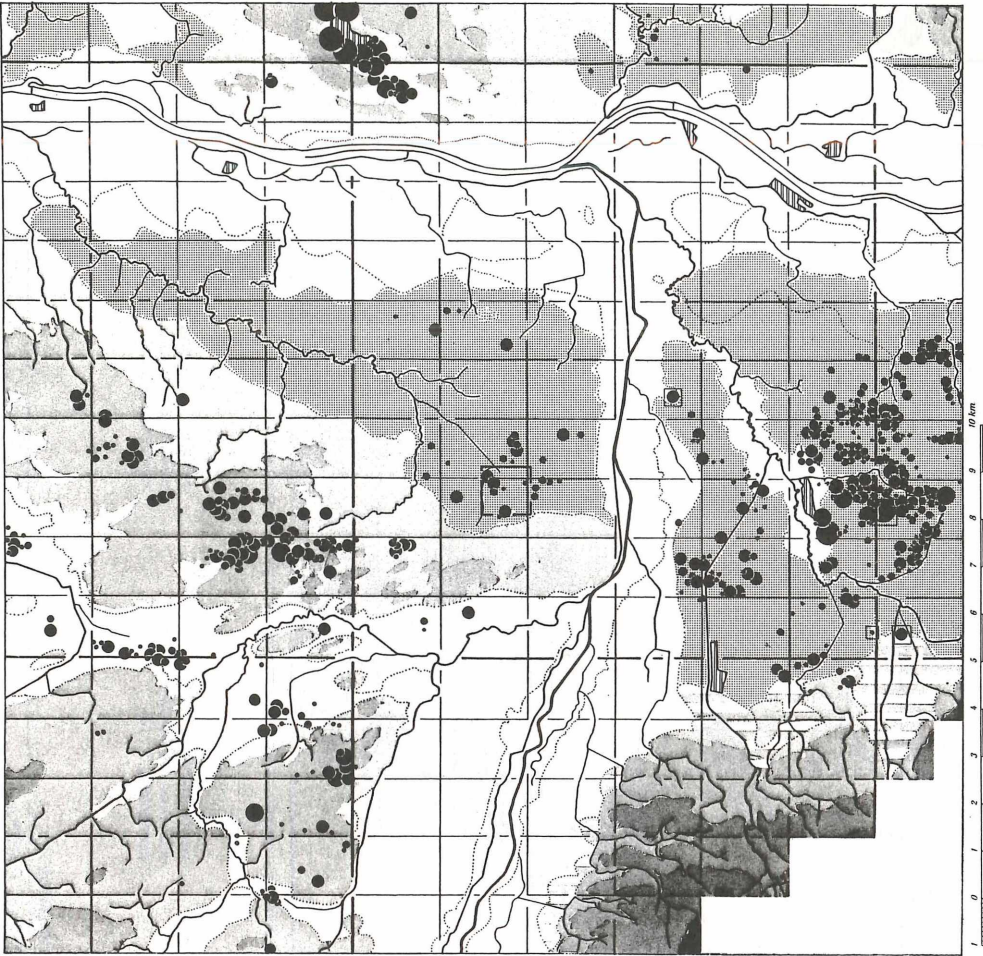
TOFIELDIA CALYCVLATA (L.) Waldhaub.



Bestandesgrößenskala: Fa'
 Pflanzmengeneinheit: Umrißfläche
 Wuchsformtyp 3.3.2c
 Vernichteter Bestand: MF 8138/1-23: nördl. Waschbrunn/Bad Aibling (!! 1968)
 Bestäubungstyp: anemophil
 Verbreitungstyp: anemochor, Anesfl-1
 Aggregationstyp a2

Abbildung 93:

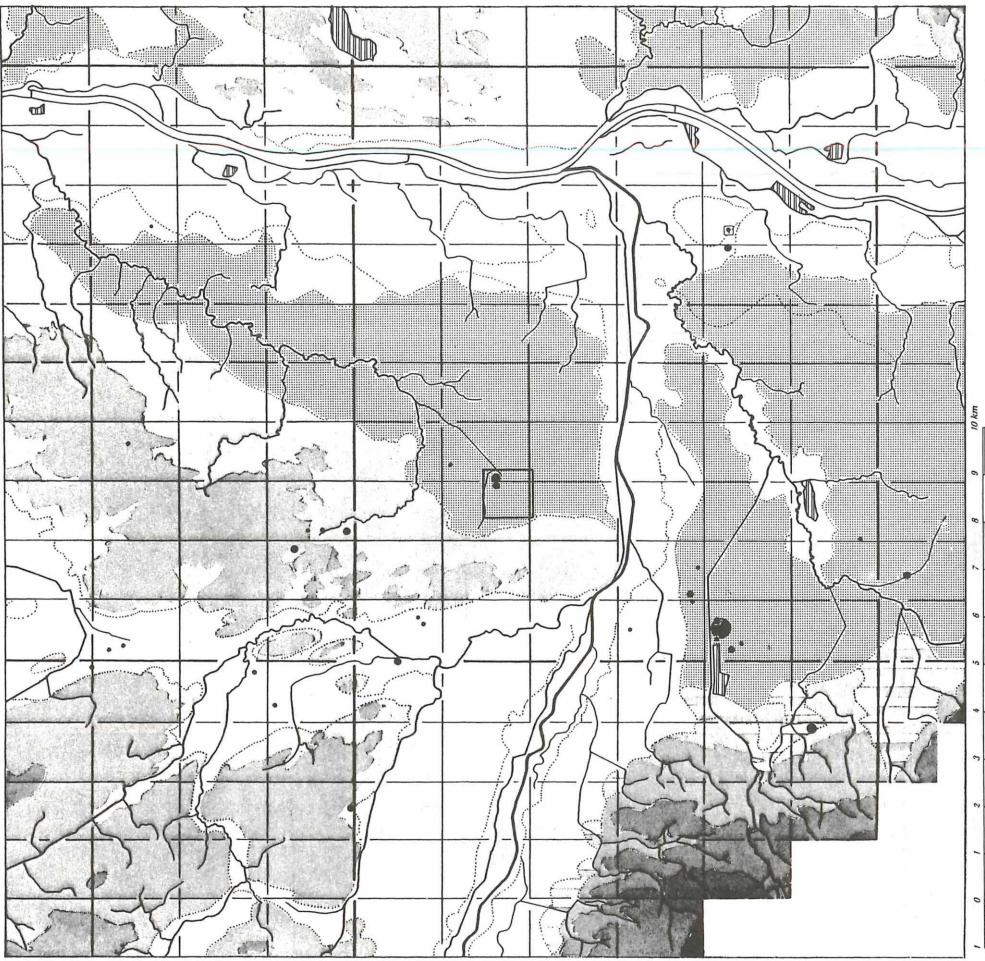
TRICHOPHORUM ALPINUM (L.) Pers.



Bestandesgrößenskala: Fa
 Pflanzmengeneinheit: besiedelte Fläche
 Wuchsformtyp 4.2.6
 Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: ornithochor, Ormend
 Aggregationstyp a2

Abbildung 94:

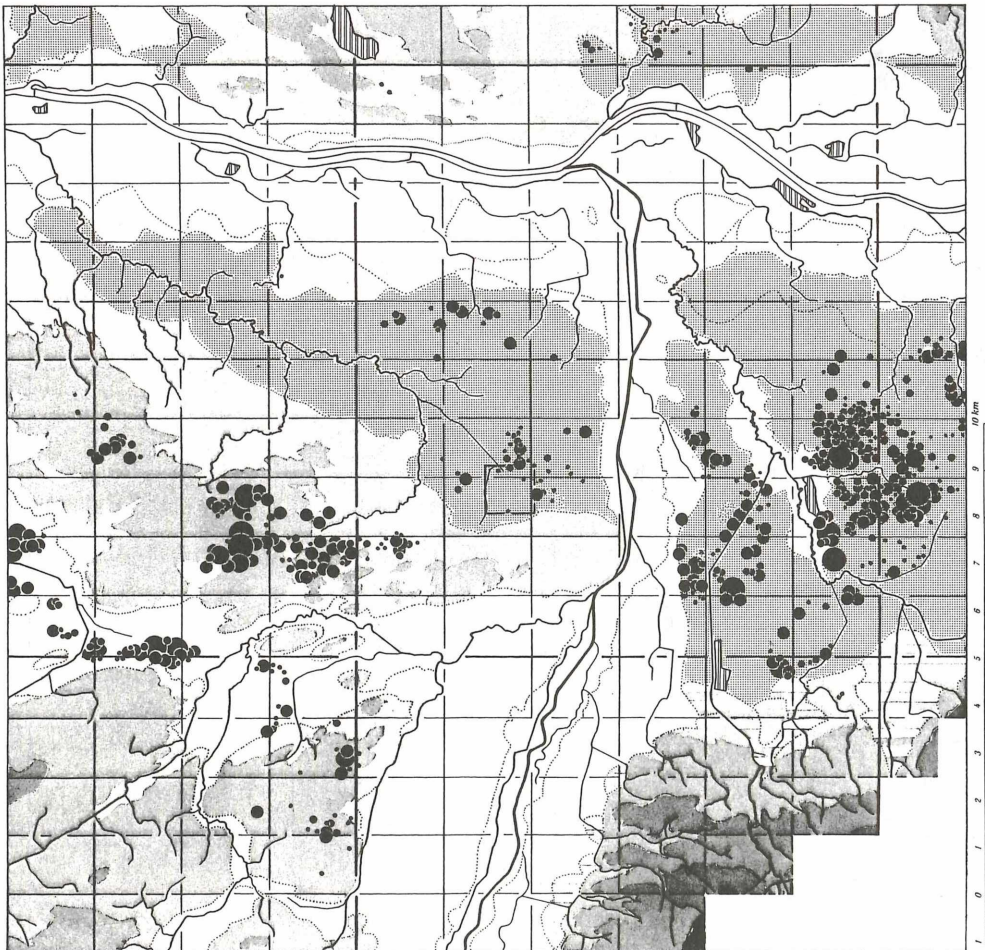
VACCINIUM OXYCOCCOS L.



Bestandesgrößenkala: Z1
 Pflanzmengeneinheit: Stöckchen
 Wuchsformtyp 3.2.2a

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: autochor, Autbal
 Aggregationstyp a0

Abbildung 96:
VIOLA CANINA L.



Bestandesgrößenkala: Fa
 Pflanzmengeneinheit: Umrißfläche
 Wuchsformtyp 4.1.3

Bestäubungstyp: entomophil
 Verbreitungstyp: ornithochor, Ornerd
 Aggregationstyp a2

Abbildung 95:
VACCINIUM ULIGINOSUM L.

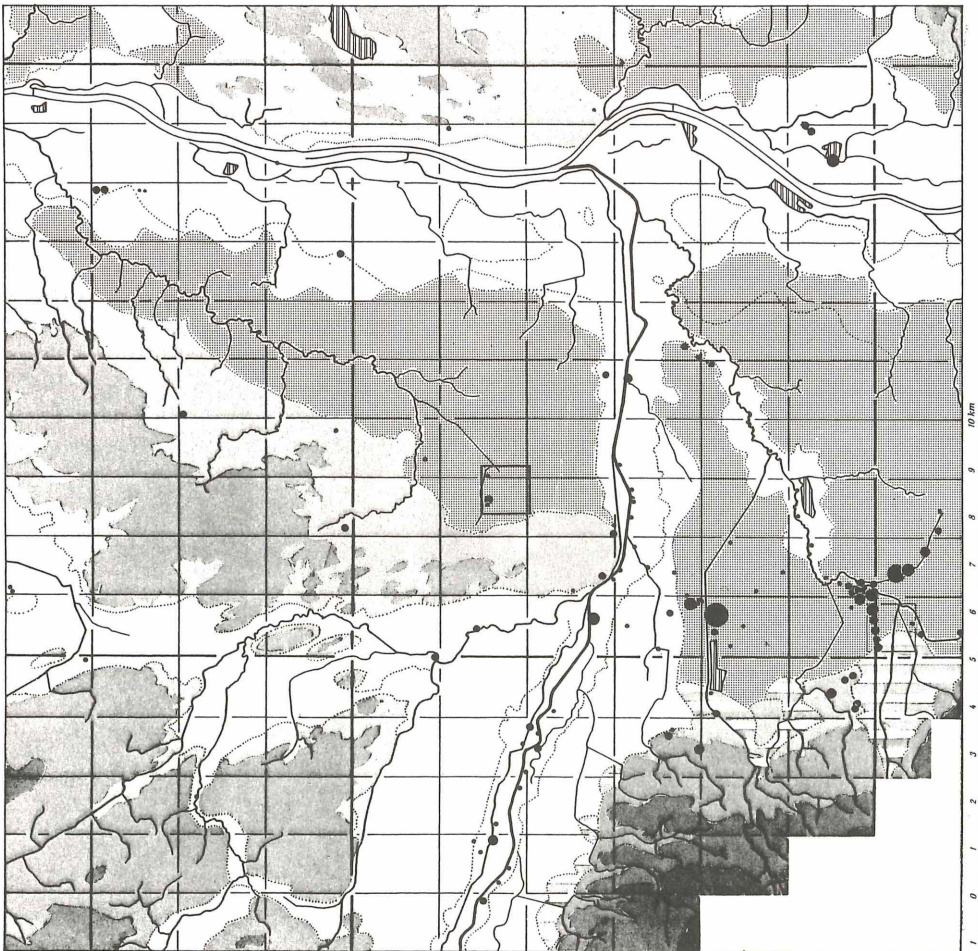


Abbildung 97:
VIOLA HIRTA L. Größere Kartierungslücken!

