ARCHIVIERUNGSEXEMPLAR

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

UFZ-Bericht

Nr. 18/1999

Dissertation

Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozeßschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig

Michael Altmoos

ISSN 0948-9452

UFZ-Bericht Nr. 18/1999

Stadtökologische Forschungen Nr. 23

Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozeßschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften
der Universität Leipzig
genehmigte
DISSERTATION
zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium
(Dr. rer. nat.)

vorgelegt
von Diplom-Biologe Michael Altmoos
geboren am 05. März 1967 in Mannheim

Archiv

Gutachter: Prof. Dr. habil. Jürgen Breuste (Universität Leipzig)
Dr. habil. Klaus Henle (Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle)
Prof. Dr. habil. Giselher Kaule (Universität Stuttgart)

Tag der Verleihung: 28. Juni 1999

Bibliographische Beschreibung und Übersicht

Altmoos, Michael (1999):
Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozeßschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig.
UFZ-Bericht 18/1999 (ISSN 0948-9452), 252 S., 39 Abb., 51 Tab., 387 Lit., 7 Karten, Anhang.
= „Stadtökologische Forschungen Nr. 23" (UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig).
= Dissertation Universität Leipzig.

Aktuell bestehen Defizite in der Auswahl von Vorrangflächen für den Naturschutz, so daß wichtige Naturschutzziele nicht erfüllt werden. Bezogen auf Regionen sind daher Systeme von Vorranggebieten erforderlich: Erst in der Gesamtheit komplementärer Einzelgebiete kann die Repräsentanz von Schutzgütern erfüllt werden. Als Modell zur Prüfung und Weiterentwicklung von Auswahlmethoden dient die „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig", in der 127 potentielle Vorranggebiete bestehen.

Grundlage einer Auswahl von Gebietssystemen ist die Konkretisierung von Zielvorstellungen: Mit der Zusammenführung bestehender Leitbilder wird ein Zielrahmen begründet, nach dem Erhaltungsziele und die natürliche Entwicklung durch „Prozeßschutz" auf unterschiedlichen Flächen verfolgt werden sollen. Für den Tierartenschutz und Biotopschutz als repräsentative Erhaltungsziele wird ein methodischer Bewertungsrahmen für die Zielarten- und Zielbiotopableitung erarbeitet und für die Modellregion 31 Zielarten und 30 Zielbiotope als Schutzgüter abgeleitet. Für „Prozeßschutz" werden Standortausprägungen als stellvertretende Schutzgüter konkretisiert und anhand ökologischer Analyse 38 Standortausprägungen für die Bergbaufolgelandschaft klassifiziert. Die Erstellung soziologischer Kriterien (Erlebniswerte, Eigenartswerte, Nutzbarkeit) dient zur Argumentation für Naturschutz.

Zur Gebietsauswahl sind gleichartige Daten zu Schutzgütern in den zur Auswahl stehenden Flächen erforderlich. Zu Zielarten der Amphibien und Heuschrecken werden dazu nach eigenen Geländeuntersuchungen regionale Habitatmodelle entwickelt, mit denen anhand von Stellvertreter-Variablen eine abgesicherte Extrapolation von Daten auf mehrere Gebiete erfolgt. Die Methode der Ableitung von Habitatmodellen ist regionsübertragbar. Die ermittelten Präferenzen von Laubfrosch, Wechselkröte, Knoblauchköte, sowie der Heuschrecken *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens* spezifizieren die Kenntnisse in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig.

Für die einzelnen Teilziele Tierartenschutz (Repräsentanz aller Zielarten), Biotopschutz (Repräsentanz aller Zielbiotope) und Prozeßschutz (Repräsentanz aller Standorte) werden Auswahlmethoden für Gebietssysteme getestet und spezifiziert: Eine in der Praxis oft vorherrschende „ad hoc"-Auswahl ergibt fast immer eine ungenügende Lösung. Auswahlalgorithmen, die mit dieser Arbeit für Mitteleuropa eingeführt werden, selektieren durch Kombination komplementärer Bewertungsregeln effektive Gebietssysteme und bieten dazu flexible Gebietskonfigurationen an. Die vergleichend dazu durchgeführte Einzelgebietsbewertung mit Rangfolgebildung erkennt hingegen die höchstwertigsten Gebiete, ohne jedoch mit wenigen Gebieten ein System zu erreichen. Mit einer Kombination aus Algorithmenmethode und Auswahl nach Rangfolgen werden geeignete Auswahlmethoden für Gebietssysteme weiterentwickelt.
Mit Analyse der Wirkung verschiedener Informationsebenen werden Randbedingungen für die Auswahl von Gebietssystemen abgeleitet: Für Tierartenschutz müssen die direkte Bewertung nach Artvorkommen und die indirekte Bewertung nach Habitaten gleichermaßen einbezogen werden, sowie natürliche Variabilitäten berücksichtigt werden. Zur Zusammenführung aller Teilziele in einem flexiblen Gesamtssystem wird eine Methode mit Entscheidungsmatrizen neu erstellt.

In einem Anwendungsbeispiel wird für die Modellregion ein flexibles Mindest-Gebietssystem abgeleitet, das zur verbesserte Zielerfüllung, Effizienz und Flexibilität von Naturschutz direkt in die ablaufenden Planungen einbezogen werden kann.
Regionsübertragbare Folgerungen mit einem idealtypischen methodischen Rahmen für alle weiteren Anwendungen werden abschließend zusammengestellt.

Danksagung

Diese Arbeit entstand 1995-1998 am UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig – Halle (Sitz: Leipzig). Dem UFZ bin ich für die Bereitstellung des Arbeitsplatzes dankbar. Herr Prof. Dr. Jürgen Breuste (Universität Leipzig, Institut für Geographie) übernahm die **Betreuung** und gab konstruktive Hinweise zur Arbeit. Herr Dr. Klaus Henle (UFZ, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume) regte mich zu den hier verfolgten Fragestellungen mit an. Ihm danke ich für weitere Betreuung und Beratung zu Teilthemen. Herr Prof. Dr. Giselher Kaule (Universität Stuttgart) danke ich für seine Gutachtertätigkeit.
Im **Projekt** „Landschaftsentwicklung und Biotopgestaltung in der Bergbaufolgelandschaft" (1994-1996) konnten von mir Grundlagen für diese Arbeit erarbeitet werden. Das Projekt wurde gefördert vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LFUG), Radebeul (FKZ Z-8802.3525-7). Herr Dr. Frietsch und Herr Dr. Steffens (LFUG) begleiteten es fachlich.
Dr. Walter Durka (UFZ, Sektion Biozönoseforschung, Sitz Halle) danke ich für sehr gute **Teamarbeit** im Projekt mit hilfreichen Fachgesprächen und Ermutigungen. Technische Unterstützung erhielt ich von ihm durch Programmierung einiger Algorithmenregeln und durch Beratung zur Kartenerstellung.

Für **Gedankenaustausch mit inhaltlichen Anregungen** bin ich dankbar (alphabetisch): Frau Ammermann (Bundesamt für Naturschutz, Leipzig: Naturschutzstrategien), Dr. Martin Brändle (UFZ Halle: Laufkäfer), Birgit Felinks (Uni Cottbus & UFZ Leipzig: Prozeßschutz), Dr. Svenne Eichler (UFZ Leipzig: Pflege), Eckhardt Heidt (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin: Bewertungsmethoden), Kati Hielscher (ZALF Müncheberg: Habitatanalysen), Dr. Joachim Kuhn (UFZ Leipzig: Amphibien, Auswertung), Dr. Chris Margules (Canberra, Australien: Auswahlalgorithmen), Prof. Dr. Harald Plachter (Universität Marburg: Forschungsthemen für Bergbaugebiete), Martin Schaedler (UFZ Halle: Heuschrecken), Dr. Josef Settele (UFZ Leipzig: Grundsätzliche Fragen), Prof. Dr. Gerhard Wiegleb (Uni Cottbus: Leitbilder).

Regionale Kontakte unterstützten besonders die Konkretisierung für den Südraum Leipzig: Den Mitarbeitern der „Naturförderungsgesellschaft Ökologische Station Borna-Birkenhain e.V." Harald Krug, Dietmar Klaus und Annett Bellmann danke ich für Projektzusammenarbeit und regionale Vergleichsdaten. Aus dem Staatlichen Umweltfachamt Leipzig (STUFA) gaben Herr Jansen und Herr Dr. Steib Hinweise zur behördlichen Umsetzungspraxis. In der „Regionale Planungsstelle" des STUFA Leipzig halfen Herr Dr. Berkner, Herr Thiele und Frau Bellmann mit Informationen. Dem Regierungspräsidium Leipzig (Abteilung Naturschutz, vertreten durch Herrn Dr. Legler) und dem Naturkundemuseum Leipzig (vertreten durch Herrn Schiller) danke ich für die Zusammenarbeit. Die Lausitzer-Mitteldeutsche Braunkohlen-Verwaltungsgesellschaft (LMBV, Sitz Bitterfeld und Borna) ermöglichte Einsicht in relevante Unterlagen und gab mir die Erlaubnis und Sicherheitshinweise zum Betreten der Flächen.

Schließlich danke ich für **technische Hilfe bei Teilarbeiten** (chronologisch): Thorsten Schad (Leipzig) lieferte 1996 erste Hinweise zu Amphibienpräferenzen in Bockwitz. Herr Dr. Flachowsky (UFZ, Sektion Analytik, Leipzig) unterstützte die Analyse wasserchemischer Parameter. Der Praktikantin Katharina Steinbrecher (Eberswalde) danke ich für ihre Hilfe bei den Wasseruntersuchungen im Mai 1997. Christian Jockenhövel und Thordis Rabius (Leipzig) begleiteten mich in „Amphibiennächten" 1997. Sara Hoops, Sylvia Kodeih, Dietlind Schurak (Leipzig), Ursula Steffens (Marburg) und Sabine Zahn (Mainz) halfen bei den Markierung-Wiederfang-Geländearbeiten zu Heuschrecken im Sommer 1997. Dr. Hans-Hermann Thulke (UFZ Leipzig) gab 1998 Hinweise zur Anwendung logistischer Regressionen. Sabine Stab (UFZ Leipzig) half 1998 durch Anregungen zur Benutzung des Programmpaketes „Statistica". Angela Lausch (UFZ Leipzig) beriet mich zum GIS. Ursula Steffens (Marburg) unterstützte mich bei der Erstellung einiger Abbildungen und gab Hinweise zur Endfassung der Arbeit. Dr. Thomas Keidel (Leipzig) danke ich für Korrekturhinweise zur Zusammenfassung.

Zusammenfassung der wissenschaftlichen Ergebnisse

Hauptkapitel 1: Grundlagen, Vorgehensableitung und Modellregion

Naturschutz ist eine gesellschaftliche Aufgabe, die auf allen Flächen mit unterschiedlicher Intensität integriert werden muß. Zugleich ist eine intensive Verfolgung von Naturschutz in Vorranggebieten erforderlich, da erst damit die Erhaltung vieler Arten, Lebensräume und Naturressourcen erfolgen kann [1]. Für größere Bezugsräume wie Regionen werden Systeme (= Netze, Netzwerke) von Vorranggebieten gefordert [1][2][3]: Erst in der Gesamtheit komplementärer Einzelgebiete kann die Repräsentanz aller definierter Schutzgüter und ein „Biotopverbund" erfüllt werden. Das **Gesamtziel** dieser Arbeit besteht somit in der Weiterentwicklung von Auswahlmethoden für Gebietssysteme als wissenschaftlicher Beitrag zu einer verbesserten Naturschutzplanung.

Als **Grundlage** der weiteren Vorgehensableitung werden verschiedene Auswahlmethoden herausgearbeitet:

- Verbreitet ist eine **„ad hoc-Auswahl"** [4] von Vorranggebieten nach isolierter Betrachtung von Einzelgebieten, nach subjektiven Vorlieben regionaler Akteure, ökonomischer Wertlosigkeit, geringen Widerständen und nach Zufällen, die in naturschutzfachliche Überlegungen einfließen. Die Folgen sind mangelnde Nachvollziehbarkeit [5], Akzeptanz- und Umsetzungsprobleme [1], sowie fehlender Systemcharakter von Vorranggebieten in einer Region.

- Die in Mitteleuropa traditionelle **Einzelgebietsbewertung mit Rangfolgebildung** [4] beurteilt anhand wissenschaftlicher Kriterien in nachvollziehbarer Weise nur einzelne Gebiete.

- Neu mit dieser Arbeit in Mitteleuropa eingeführt werden **iterative Auswahlalgorithmen** [2][3]: Algorithmen sind Folgen von Bewertungsregeln, nach denen die Auswahl von Gebietskombinationen erfolgt, bis ein definiertes Repräsentanzziel (z.B. Mindestvorkommen aller Attribute im Gebietssystem) erreicht ist. Attribute (Schutzgüter) sind erfaßbare Vertreter der abstrakten Schutzziele. Dabei beeinflußt die Auswahl der ersten Gebiete die Selektion nachfolgender Gebiete (Komplementarität). Besonders diese Methoden müssen geprüft, mit anderen Methoden verglichen und weiter entwickelt werden, um Systeme von Vorranggebieten auswählen zu können.

Aus den Grundlagen und Defiziten der Auswahlmethoden ergeben sich für die weitere **Vorgehensableitung** wichtige aufeinander aufbauende **Teilaufgaben** (nachfolgende Hauptkapitel): Regionsbezogene Zielableitungen, Schaffung einer gleichartigen Datengrundlage mit Einbeziehung von Extrapolationen besonders für Tierarten (Habitatmodelle), die Gebietsauswahl für einzelne Teilziele, die Wirkung verschiedener Informationstiefen, sowie der Abgleich aller Teilziele zu einem Gesamtgebietssystem.

In allen Teilaufgaben sind Konkretisierungen erforderlich, mit denen Methoden geprüft und weiter entwickelt werden. Als **Modellregion** wird die **„Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig"** ausgewählt: In der ca. 500 km² großen Region sind ca. 300 km² vom Braunkohlentagebau überformt [7]. Nach eigenen Erhebungen besitzen die neu entstandenen Landschaften eine große spezifische Bedeutung für den Naturschutz [8]. Es werden derzeit umfangreiche Planungen erstellt, bei denen eine Auswahl von Vorrangflächen wichtig ist [7][8]. Nach eigenen Begehungen, der Auswertung von Art- und Biotopkartierungen sowie von Sanierungsplänen werden in dieser Arbeit 127 Gebiete als Grundmenge potentieller Vorranggebiete für Naturschutz ermittelt (ca. 75 km², 38 % der Bergbaufolgelandschaft).

Hauptkapitel 2: Regionsbezogene Zielableitung

Naturschutzziele müssen zur Auswahl von Vorrangflächen regionalisiert und konkretisiert werden [3]. Als Grundlage wird aufbauend auf bestehenden Leitbildern des Naturschutzes [5][9] **ein flexibler Ziel- und Strategierahmen** synthetisiert: Auf unterschiedlichen Flächen der gleichen Region müssen verschiedene Erhaltungsziele verfolgt und natürliche Entwicklungen zugelassen werden. Die Erhaltungsziele „Tierartenschutz", „Biotopschutz" und die natürliche Entwicklung durch „Prozeßschutz" erfüllen mit ihren Mitnahmewirkungen wesentliche Aufgaben von Naturschutz und werden in dieser Arbeit weiter spezifiziert.

Tierartenschutz wird anhand eines **Zielartenkonzeptes** [6] verfolgt. Das Konzept wird für die Gebietsauswahl mit folgenden Ergebnissen weiterentwickelt und konkretisiert:

- Als Attribute müssen gleichermaßen die Vorkommen von Zielarten (= direkte Bewertung) und geeignete, aber zeitweise unbesiedelte Habitate (= indirekte Bewertung) berücksichtigt werden.

- Zur Ableitung regionaler Zielarten wird in dieser Arbeit ein regionsübertragbarer methodischer Rahmen neu entwickelt, der die bisherigen Zielartenkonzepte zusammenführt und erforderlicherweise erweitert. Zielarten müssen sowohl hier spezifizierte Ausschlußkriterien wie „Erfaßbarkeit", „Mitnahmewirkung" und „Überlebenschance" als auch mindestens ein naturschutzstrategisches Einzelkriterium erfüllen, das aus Gefährdung, Verbreitung oder ökologischen Ansprüchen der Art abgeleitet wird.

- Für die Modellregion werden danach mit eigenen Kartierungen, Befragung regionaler Experten und Auswertung publizierter Daten 31 Zielarten mit ihren Habitaten abgeleitet.

Biotopschutz umschreibt den traditionellen Schutz vegetationskundlich und strukturell definierter „Lebensraumtypen". Damit werden Positiveffekte für den Artenschutz erreicht [1], ohne aber Detailqualitäten (z.B. Habitate der Zielarten) in jedem Fall zu berücksichtigen [6]. Als Arbeitsaufgabe verbleibt die methodische Konkretisierung von Attributen für die Gebietsauswahl: Analog der Ableitung von Zielarten wird ein methodischer Rahmen entwickelt und für die Modellregion 30 „Zielbiotope" bestimmt.

Prozeßschutz wird als Duldung aller natürlicher Vorgänge verstanden, dieser muß genauer spezifiziert werden: Nach eigenen Geländeanalysen besteht die Eigenart natürlicher Prozesse in der Bergbaufolgelandschaft in der hohen raum-zeitlichen Heterogenität von Sukzession, sowie von Morpho- und Hydrodynamik [8][9]. Als Attribute sind 38 unterscheidbare Standortausprägungen sinnvoll.

Soziologische Kriterien stellen ein Hilfsmittel zur Argumentation für Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft dar. Nach eigener konzeptioneller Arbeit sind die „Nutzbarkeit bestimmter Biotoptypen", der „Erlebniswert" von Arten, Lebensräumen und Prozessen, sowie ein „Eigenartswert" geeignete und hier operationalisierte soziologische Kriterien.

Hauptkapitel 3: Habitatmodelle für Zielarten

Zur Herstellung einer gleichartigen Datenlage über viele Flächen und zur Einbeziehung von Tierarten erfolgt die Entwicklung von Habitatmodellen: Anhand einfacher räumlich zu ermittelnder Stellvertreter-Variablen werden Zielartvorkommen (direkte Bewertung) und Habitateignung (indirekte Bewertung) extrapoliert.

Regionsübertragbares Ergebnis ist die Neukombination eines **methodischen Rahmens** aus eingeführten Verfahren [6]: Univariate Präferenzanalyse, bivariate Korrelationsanalyse und multivariate statistische Verfahren (logistische Regression) werden mit der Diskussion biologischer Kausalitäten verknüpft, um die relative Bedeutung einzelner Habitatvariablen für jede Tierart zu ermitteln. Auf der feinsten aussagekräftigen Raumebene werden Stellvertreter-Variablen zusammengeführt, um die Habitateignung zu skalieren. Mit Mittelwert- und Summenbildung mehrerer repräsentativer Stichproben werden daraus gebietsbezogene Habitateignungswerte als Grundlage der Gebietsauswahl ermittelt.

Beispielhaft werden zu fünf „Modellzielarten" unter den Amphibien und Heuschrecken bisher fehlende Kenntnisse zu Habitatpräferenzen speziell in Bergbaufolgelandschaften erarbeitet:

- Nach eigenen Geländeuntersuchungen zu Laichhabitaten der **Amphibien** profitiert *Bufo viridis* (Wechselkröte) in der Bergbaufolgelandschaft von der guten Erwärmung des Wasserkörpers. Biologische Schlüsselfaktoren werden mit „Gewässeralter", „Wassertiefe", „Wasserführung", „Baumbeschattung" und „submerser Vegetation" über eine logistische Regression zum Habitatmodell normiert. Zur Habitatpräferenz von *Hyla arborea* (Laubfrosch) liefert die logistische Regression ungenügende Aussagen. Mittels univariater Analyse wird die Bevorzugung einer Wassertiefe < 50 cm und einer Vegetationsdeckung von 20-60 % im Uferbereich erkannt und mit Umgebungsfakoren zu einem Habitatmodell zusammengeführt. *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte) bevorzugt relativ konstante Wasserführungen, sowie eine submerse Vegetationsdeckung von 60-80 %, woraus mit Begleitfaktoren ein Habitatmodell entwickelt wird.

- Die offenlandgebundenen **Heuschrecken** *Sphingonotus caerulans* (Blauflügelige Sandschrecke) und *Oedipoda caerulescens* (Blauflügelige Ödlandschrecke) lassen sich nach eigenen Markierung-Wiederfang-Reihen auf Basis von 1200 individuell markierten Tieren in verschiedene Mobilitätstypen gliedern: Etwa 70 % der Individuen zeigen Aktionsdistanzen < 40 m, weitere ca. 20 % verlagern ihre Aktionsräume in die nähere Umgebung (< ca. 300 m) und < 10 % der Individuen sind als „Weitwanderer" einzustufen. Durch diese unterschiedlichen Mobilitätstypen können die Arten ihren Fortbestand in bestehenden, benachbarten und in entfernten Habitaten sichern. Zur Erhaltung der Arten innerhalb der Region muß demnach an verschiedenen Orten immer wieder eine ausreichende Habitateignung erfüllt sein: Für *Oedipoda* wird vor allem die Bevorzugung einer Vegetationsdeckung von 5-40 % belegt. Das Präferenzspektrum von *Sphingonotus* ist demgegenüber mit einem Optimum in Deckungsgraden von 1-20 % enger. *Sphingonotus* ist zudem auf eine mosaikartige Verteilung vegetationsfreier Stellen innerhalb sehr lückiger Pionierrasengesellschaften angewiesen. Daraus werden mit wenigen Begleitfaktoren die regionalen Habitatmodelle erstellt.

In einer alle 31 Zielarten umfassenden **Übersicht** werden aus Literatur und eigenen Beobachtungen Parameter für geeignete Zielarthabitate der Modellregion zusammengestellt. Damit ist die Einbeziehung aller Zielarten und die indirekte Bewertung auf einer weniger detaillierten Datenebene vergleichend möglich.

Hauptkapitel 4: Methoden der Gebietsauswahl für einzelne Teilziele

Mit den Zielkonkretisierungen und Habitatmodellen kann in einem repräsentativen **Testspektrum** von 26 der 127 potentiellen Vorranggebieten eine gleichmäßige und größtmögliche Informationstiefe von Attributen ermittelt werden. Hier knüpfen Prüfung, Vergleich und Weiterentwicklung der Auswahlverfahren für Vorrangflächen anhand der einzelnen Teilziele mit folgenden Ergebnissen an:

- Nach Analyse der Auswahlvorschläge regionaler Akteure, Planungsstellen und einer Zufallsselektion wird die Untauglichkeit einer **„ad hoc"-Auswahl** belegt.

- Für die in Mitteleuropa völlig neue Gebietsauswahl mit **Algorithmen** werden einzelne Bewertungsregeln abgeleitet. Neben bereits in der außereuropäischen Literatur eingeführten Regeln für Seltenheit, Vielfalt, Gebietsgröße und Ausdehnung der Attribute [3][10][11] werden Regeln speziell für die Bergbaufolgelandschaft erstellt, z.B. Regeln zur „minimalen Ähnlichkeit" zwischen der Attributausstattung von Gebieten zur Verstärkung einer Komplementarität in der Auswahlfolge. Durch Kombination einzelner Regeln werden für jedes Naturschutzteilziel zehn bis zwölf sinnvolle Algorithmen begründet und für unterschiedliche Repräsentanzziele modellhaft illustriert.

- Für die **Gebietsauswahl nach Rangfolge** werden analog zu Algorithmenregeln wertbestimmende Kriterien begründet. Ein Wertzuweisungsverlauf kann aus der regionalen Häufigkeitsverteilung von Ausprägungen jedes Kriteriums als „Zustands-Wertigkeits-Relation" [5] entnommen werden. Daraus wird für jedes wertbestimmende Kriterium eine Rangfolge der Testgebiete gebildet und die Gebiete vom höchst- zum geringwertigsten selektiert.

Algorithmen und Rangfolgen werden als prinzipiell tauglich erkannt. Im Vergleich der Testergebnisse werden die jeweiligen Vor- und Nachteile mit vier Referenzbegriffen herausgearbeitet:

- **Zielerfüllung**: Algorithmen führen zu einem Gebietssystem, in dem definierte Repräsentanzziele aller Attribute gewährleistet werden. Dagegen werden mit Einzelgebietsbewertung und Rangfolgebildung die höchstwertigsten Gebiete sicher bestimmt. Letztere werden durch Auswahlalgorithmen nicht immer selektiert, tragen aber auch nicht zwangsläufig zur Erfüllung der Repräsentanzziele wesentlich bei.

- **Effizienz**: Die Effizienz eines Gebietssystemes, definiert über die erforderliche Gebietsanzahl zum Repräsentanzziel [10], ist nach der Algorithmenauswahl meist größer als nach Rangfolgeverfahren.

- **Flexibilität**: Mit verschiedenen Algorithmen werden für dasselbe Ziel gleichwertige und nachvollziehbare Alternativkonfigurationen herausgearbeitet, wobei unersetzbare Gebiete bestimmt werden. Eine Flexibilität ist bei Rangfolgen eingeschränkt oder nicht nachvollziehbar.

- **Explizitheit**: Die Nachvollziehbarkeit bei Rangfolgeverfahren wird durch Ähnlichbewertungen von Gebieten eingeschränkt, während Algorithmen Gleich- und Ähnlichbewertungen meist auflösen.

Durch **Kombination von Algorithmen und Rangfolgen** läßt sich unter Einbeziehung bestehender Ansätze [11][12] ein optimales Verfahren zur Selektion von Gebietssystemen einzelner Teilziele ableiten: Durch die Grundauswahl mit Algorithmen werden Repräsentanzziele, Effizienz und Flexibilität in einem Gebietssystem gesichert, nach Rangfolge höchstwertige Gebiete modifizieren das System.

Hauptkapitel 5: Wirkung verschiedener Informationsebenen

Unter Einbeziehung der mittels Habitatmodellen gewonnenen Vertiefungsdaten wird der Einfluß verschiedener Informationen auf die Auswahlergebnisse herausgearbeitet:

- Gemäß ihren abweichenden Aussagen unterscheiden sich die Auswahlergebnisse für direkte und indirekte Bewertung bei Zielartenschutz auf Basis nominaler Daten. Beide Bewertungsebenen müssen berücksichtigt werden, was in der gegenwärtigen Praxis aber oft noch nicht erfolgt.

- Ausgehend von einer nominalen Datenbasis über quantitative Abschätzungen der Vorkommen von Arten und Habitaten bis hin zu genauen Habitat-Eignungswerten aufgrund der Habitatmodelle erfolgt eine Annäherung an das bestmögliche Vorrangflächensystem.

- Die Vorrangflächensysteme sollen zudem nach tierartspezifischer Analyse unter Einsatz der Habitatmodelle derart ergänzt werden, daß neben dem Optimalhabitat und oberhalb der Mindesteignung unterschiedliche Ausprägungen vertreten sind.

- Die Auswahlmethoden führen bei Datenheterogenität zu einer Gebietsauswahl, welche nur die Datenlage abbildet. Eine gleichmäßige Datenerhebung über alle zur Auswahl stehenden Gebiete erhält höchste Bedeutung und sie kann für Tierartenschutz über Habitatmodelle realisiert werden.

Hauptkapitel 6: Entwicklung eines Gebietssystemes für alle Teilziele

Zur Zusammenführung der Gebietssysteme einzelner Teilziele gab es bislang keine nachvollziehbare Entscheidungsmethodik [11], die als Folgerung der bisherigen Ergebnisse hiermit neu entwickelt wird:

- Zunächst müssen **innerhalb der Teilziele** eindeutige Gebietssysteme synthetisiert werden: Nach den Prinzipien der räumlichen Konzentration optimaler Habitate muß ein Gebietsnetz für Tierartenschutz durch die Kombination von direkter und indirekter Bewertung verdichtet werden.

- Im **Gesamtabgleich** zwischen den Gebietssystemen verschiedener Teilziele soll zunächst für mehrfach selektierte Gebiete die Möglichkeit einer gleichzeitigen Erfüllung aller Teilziele auf ganzer Fläche geprüft werden („multifunktionale Gebiete"), bevor eine räumliche Zonierung des Gebietes geprüft wird („Zonierungsgebiete"). Ist die gleichzeitige Zielerfüllung unsicher, muß eine eindeutige Entscheidung über die Zielzuordnung des Gebietes gefällt werden („Reingebiete"): Diese muß vorrangig nach Vorkommen eines bislang in der Gesamtregion unterrepräsentierten Attributes erfolgen. Wird ein Gebiet einem Teilziel entzogen, muß das Gebietssystem für dieses Teilziel neu berechnet und wiederum auf gleiche Weise abgeglichen werden. Eine Erfolgskontrolle zur Zielerfüllung in einzelnen Gebieten und im Gesamtsystem soll Reaktionen auf Veränderungen oder Fehler ermöglichen. Den Gebietssystemen ist demnach insgesamt eine räumliche und zeitliche Flexibilität eigen.

Hauptkapitel 7: Anwendungsbeispiel

Im Anwendungsfall für alle 127 potentiellen Vorranggebiete wird im Südraum Leipzig ein Mindestgebietssystem ermittelt, das in aktuellen Planungen [7] dringend benötigt wird und übernommen werden kann. Es sind 29 Vorranggebiete mit ca. 3200 ha als Mindestsystem zur Gewährleistung der fünffachen Repräsentanz jeder Zielart und ihres Habitates, sowie der einfachen Repräsentanz jedes Zielbiotopes und jeder Standortausprägung für den Prozeßschutz erforderlich. Dieses Mindestsystem stellt eine flexible und zu ergänzende naturschutzfachliche Prioritätensetzung dar.

Hauptkapitel 8: Übertragbarkeit und Folgerungen

Als Synopse der eigenen Arbeitsergebnisse wird ein allgemeiner **methodischer Gesamtrahmen** für die Auswahl von Vorranggebietssystemen dargestellt. Damit wird durch die wissenschaftlichen Ergebnisse dieser Arbeit eine deutlich höhere Zielerfüllung, Effizienz, Flexibilität und Nachvollziehbarkeit von Naturschutzplanungen ermöglicht. Es verbleibt die zukünftige Forschungsaufgabe, methodische Details weiter zu entwickeln und mit vielen Anwendungen iterativ zu verbessern.
Anwendungsmöglichkeiten ergeben sich auf unterschiedlichen Raumebenen: Mit mindestens landesweitem Bezugsraum sollen vorrangige Regionen erkannt [11] und in diesen innerregionale Gebietsnetze (z.B. Naturschutzgebietsnetze) bestimmt, überprüft und optimiert werden. Besonders günstige Anwendungsmöglichkeiten ergeben sich in der zur Zeit nicht abgeschlossenen Selektion von FFH-Gebieten innerhalb der Europäischen Union, von Naturwaldreservaten auf nationalen Raumebenen oder von Grünland-Verbundsystemen auf regionaler Raumebene.

Abschließend werden **Folgerungen für eine verbesserte Planungspraxis** und zur Umsetzung der hier weiter entwickelten Methoden abgeleitet:

- Es muß eine Repräsentanz aller und nicht nur aktuell gefährdeter Naturgüter verstärkt verfolgt werden.

- Die als Routineaufgabe oft vernachlässigte gleichmäßige Erhebung von Grunddaten erhält verstärkte Bedeutung. Mit Extrapolationsmethoden (z.B. Habitatmodelle) werden diese zugleich erleichtert.

- Mit der Flexibilität von Gebietssystemen wird auch eine Flexibilisierung der rechtswissenschaftlichen Planungsgrundlagen erforderlich: Neben der Ausweisung fester Schutzgebiete soll die Einrichtung von „Naturschutzgebieten auf Zeit" und eine räumliche Verlagerung von Schutzgebieten möglich werden.

- Regionale Planungs- und Verwaltungsstellen müssen zur Entwicklung und Sicherung von Gebietssystemen verstärkte Koordinationsaufgaben übernehmen.

Literatur

[1] ERZ, W. (1994): Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg: 131-166.

[2] KIRKPATRICK, J.B. (1983): An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: An example from Tasmania. - Biological Conservation 25: 127-134.

[3] MARGULES, C.R., CRESSWELL, I.D., NICHOLLS, A.O. (1994): A scientific basis for establishing networks of protected areas. - Systematics and Conservation Evaluation 50: 327-350.

[4] PRESSEY, R.L. (1994): Ad hoc reservations: Forward or backward steps in developing representative reserve systems? - Conservation Biology 8: 662-668.

[5] PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 87-106.

[6] HOVESTADT, T., RÖSER, J., MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. - Berichte aus der ökologischen Forschung 1, Forschungszentrum Jülich: 1-277.

[7] BERKNER, A. (1998): Naturraum und ausgewählte Geofaktoren im Mitteldeutschen Förderraum - Ausgangszustand, bergbaubedingte Veränderungen, Zielvorstellungen. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz. Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 767-779.

[8] DURKA, W., ALTMOOS, M., HENLE, K. (1997): Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften des Südraumes Leipzig unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzession. - UFZ-Bericht 22/1997: 209 S.

[9] ALTMOOS, M. & DURKA, W. (1998): Prozeßschutz in Bergbaufolgelandschaften. Eine Naturschutzstrategie am Beispiel des Südraumes Leipzig. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 291-297.

[10] PRESSEY, R.L. & NICHOLLS, A.O. (1989): Efficiency in Conservation Evaluation: Scoring versus iterative approaches. - Biological Conservation 50: 199-218.

[11] BIBBY, C.J. (1998): Selecting areas for conservation. - in: SUTHERLAND, W.J. (Hrsg.): Conservation Science and Action, Blackwell, Oxford: 176-201.

[12] FREITAG, S., VAN JAARSFELD, A.S., BIGGS, H.C. (1997): Ranking priority biodiversity areas: an iterative conservation value-based approach. - Biological Conservation 82: 263-272.

Inhaltsverzeichnis

1 GRUNDLAGEN, MODELLREGION UND VORGEHENSABLEITUNG 1

1.1 Einführung: Gesamtrahmen, Problemstellung und Ziele 1

1.2 Definition und Anspruch an Vorranggebiete und Gebietssysteme 2
1.2.1 Regionen als Bezugsräume 2
1.2.2 Vorranggebiete und Gebietssysteme für Regionen 5

1.3 Stand der Wissenschaft: Grundzüge bestehender Methoden zur Auswahl von Vorranggebieten 6
1.3.1 Übersicht 6
1.3.2 „Ad hoc"-Auswahl 8
1.3.3 Lineare Verfahren: Einzelbewertung und Auswahl nach Rangfolgen 8
1.3.4 Iterative Auswahlalgorithmen 10
1.3.5 Mathematisch optimierende Auswahlverfahren (Programming systems) 12

1.4 Referenzbegriffe zur Auswahl von Gebietssystemen 13
1.4.1 Zielerfüllung 13
1.4.2 Effizienz: Gebietsanzahl und Fläche zur Zielerfüllung 14
1.4.3 Flexibilität 14
1.4.4 Explizitheit 15

1.5 Verbreitete Defizite der Vorranggebietsauswahl 15

1.6 Modellregion „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig" 17
1.6.1 Abgrenzung und Eignung 17
1.6.2 Stand der Wissenschaft zu Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften 18
1.6.3 Landschaftsökologische Eigenarten 21
1.6.4 Bedeutung der regionalen Bergbaufolgelandschaften für Naturschutz 24
1.6.5 Ermittlung und Abgrenzung einer Grundmenge potentieller Vorrangflächen für Naturschutz 25

1.7 Ableitung der Arbeitsaufgaben und Aufbau des Vorgehens 28

2 REGIONSBEZOGENE ZIELABLEITUNG 31

2.1 Ziel- und Strategierahmen 31

2.2 Teilleitbild „Erhaltung": Tierartenschutz mit einem Zielartenkonzept 35
2.2.1 Begriffskonzept 35
2.2.2 Direkte und indirekte Bewertung von Flächen für Zielarten 38
2.2.3 Methodischer Rahmen zur Auswahl von Zielarten und Zielartensystemen 39
2.2.4 Zielarten der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig 45
2.2.5 Tauglichkeit: Flexibilitäten, Vorteile und methodische Grenzen 46

2.3 Teilleitbild „Erhaltung": Biotopschutz 49
2.3.1 Begriffs- und Strategiebestimmung 49
2.3.2 Gliederung von Biotoptypen und Ableitung von „Zielbiotopen" 51

2.4 Teilleitbild „Natürliche Entwicklung" mit der Strategie „Prozeßschutz" 55
2.4.1 Strategiebestimmung und Begründung 55
2.4.2 Natürliche Prozesse in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig 58
2.4.3 Ableitung der Attribute 60
2.4.4 Übertragbarkeit der Prozeßschutzkonzeption 62

2.5 Soziologische Kriterien 64
2.5.1 Problemstellung, Kriterienübersicht und Bewertungsgrundzüge 64
2.5.2 Nutzwerte für Biotope 66

2.5.3 Erlebniswerte für Zielarten, Biotope und Prozesse 67
2.5.4 Eigenartswerte von Zielarten, Biotopen und Prozessen 69
2.5.5 Gebietsbezogene soziologische Bewertung 70

3 HABITATMODELLE FÜR ZIELARTEN 71

3.1 Arbeitsziele, Begriffe und „Modellzielarten“ 71

3.2 Methodischer Rahmen zur Ableitung von Habitatmodellen 73
3.2.1 Methodenübersicht, Grunddaten und Raumebenen 73
3.2.2 Arbeitsschritt (1) - Univariate Präferenzen 75
3.2.3 Arbeitsschritt (2) - Reduzierung des Variablensatzes 76
3.2.4 Arbeitsschritt (3) - Multivariate Analyse zur relativen Bedeutung von Variablen 77
3.2.5 Arbeitsschritt (4) - Einbeziehung biologischer Kausalitäten auf allen Raumebenen 78
3.2.6 Arbeitsschritt (5) – Habitatmodell und Habitateignung auf feinster Raumebene 78
3.2.7 Arbeitsschritt (6) – Habitateignung für ein ganzes Gebiet 81

3.3 Detailuntersuchungen zur Ableitung von Habitatmodellen für Amphibien 84
3.3.1 Methodenspezifizierung 84
3.3.2 Ergebnisse mit Diskussion biologischer Kausalitäten 87
3.3.2.1 Vorkommen aller Anurenarten und Interkorrelationen 87
3.3.2.2 Bufo viridis - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles 89
3.3.2.3 Hyla arborea - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles 96
3.3.2.4 Pelobates fuscus - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles 103
3.3.2.5 Positives Grundinventar für alle Amphibien-Zielarten 107
3.3.3 Diskussion: Methodische Grenzen zur Weiterverwendung der Habitatmodelle 107

3.4 Detailuntersuchungen zur Ableitung von Habitatmodellen für Heuschrecken 109
3.4.1 Methodenspezifizierung 109
3.4.2 Ergebnisse mit Diskussion biologischer Kausalitäten 112
3.4.2.1 Individuenzahlen im Aktivitätszeitraum 112
3.4.2.2 Mobilität 113
3.4.2.3 Sphingonotus caerulans - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles 115
3.4.2.4 Oedipoda caerulescens - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles 124
3.4.3 Diskussion: Methodische Grenzen zur Weiterverwendung der Habitatmodelle 129

3.5 Übersicht zur Habitatpräferenz aller 31 Zielarten 131

4 METHODEN DER GEBIETSAUSWAHL FÜR EINZELNE TEILZIELE 132

4.1 Testspektrum an Gebieten und Erfassung aller Attribute 132

4.2 “Ad hoc“-Auswahl 133

4.3 Iterative Auswahlalgorithmen: Methodentests und Modifikationen 134
4.3.1 Begründung von Regeln als wertende Einzelelemente der Algorithmen 134
4.3.2 Begründung von Algorithmen, technische Umsetzung und Darstellungsweise 142
4.3.3 Algorithmen für das Teilziel Zielartenschutz 143
4.3.4 Algorithmen für das Teilziel Biotopschutz 148
4.3.5 Algorithmen für das Teilziel Prozeßschutz 152

4.4 Einzelgebietsbewertungen: Methodenspezifizierung und Ergebnisse einer Auswahl nach Rangfolgen 155
4.4.1 Begründung von “wertbestimmenden Kriterien” 155
4.4.2 Ermittlung des Verlaufes der Wertzuweisung: “Zustands-Wertigkeits-Relationen” 158
4.4.3 Probleme und Randbedingungen von “Zustands-Wertigkeits-Relationen” 161
4.4.4 Gebietsrangfolgen und Auswahl für das Teilziel Zielartenschutz 162
4.4.5 Gebietsrangfolgen und Auswahl für das Teilziel Biotopschutz 165
4.4.6 Gebietsrangfolgen und Auswahl für das Teilziel Prozeßschutz 168
4.4.7 Rangfolgen nach soziologische Kriterien 171

4.5 Methodenvergleiche nach Referenzbegriffen 174
4.5.1 Zielerfüllung 174
4.5.2 Effizienz 174
4.5.3 Flexibilität 178
4.5.4 Explizitheit 181

4.6 Folgerungen: Kombination von Methoden und Prioritätenstufungen 182

5 WIRKUNG VERSCHIEDENER INFORMATIONSEBENEN 187

5.1 Ergebnisvergleich direkter und indirekter Bewertung bei Zielartenschutz 187

5.2 Wirkung verschiedener Informationstiefen bei Zielartenschutz 189
5.2.1 Direkte Bewertung: Artvorkommen versus Populationsgrößen 189
5.2.2 Indirekte Bewertung: Nominale Habitatvorkommen versus Habitatflächen versus Habitateignung nach Habitatmodellen 189
5.2.3 Qualitätsverluste nach unterschiedlichen Informationstiefen der Datenbasis 190
5.2.4 Einbeziehung der Variabilität des Zielartenkonzeptes in die Gebietsauswahl 193

5.3 Wirkung heterogener Datenlage 193

5.4 Einbeziehung verschiedener Szenarien und Zeithorizonte 195

6 ENTWICKLUNG EINES GEBIETSSYSTEMES FÜR ALLE TEILZIELE 196

6.1 Übersicht 196

6.2 Zusammenführung von Gebietssystemen für Artenschutz nach direkter und indirekter Bewertung 196

6.3 Zusammenführung aller Teilziele zur Erstellung eines Gesamtsystemes 197

7 ANWENDUNGSBEISPIEL 202

7.1 Normativer Rahmen 202

7.2 Gebietssysteme für Teilziele 203
7.2.1 Teilziel Zielartenschutz 203
7.2.2 Teilziel Biotopschutz 205
7.2.3 Teilziel Prozeßschutz 207

7.3 System von Vorranggebieten für alle Teilziele 210
7.3.1 Übersicht 210
7.3.2 Kurzcharakteristik der Vorranggebiete mit gebietsbezogenen Entscheidungen 212
7.3.3 Bilanz und Erweiterungsmöglichkeiten 217

7.4 Aufgaben für die Praxis 218

8 ÜBERTRAGBARKEIT UND FOLGERUNGEN 220

8.1 Allgemeiner methodischer Rahmen für die Auswahl von Gebietssystemen 220

8.2 Weitere Anwendungsmöglichkeiten 223

8.3 Folgerungen zur Anwendung des methodischen Rahmens 226

9 LITERATUR 229

Verzeichnis der Karten

Karten im Kartenteil, der an den Textteil nach S. 252 anschließt.

Vorrangflächen für Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig:

Karte 1	Grundmenge an Vorrangflächen: Verfügbarkeit und Planungsstand
Karte 2	Grundmenge an Vorrangflächen: Code-Nummern
Karte 3	Datenlage
Karte 4	Sektorales Mindestgebietssystem für Zielartenschutz
Karte 5	Sektorales Mindestgebietssystem für Biotopschutz
Karte 6	Sektorales Mindestgebietssystem für Prozeßschutz
Karte 7	Sektorales Mindestgebietssystem zur Sicherung aller Teilziele

Die Karten 1+2 resultieren aus der Zusammenstellung möglicher Vorrangflächen gemäß Kapitel 1.6.5.
Die Karte 3 zeigt den Stand nach der umfassenden Datenerhebung gemäß Kapitel 4.1.
Die Karten 4 und 7 bilden die Ergebnisse des Anwendungsbeispiels von Kapitel 7 ab.

Anhang

an den Kartenteil anschließend: Methodentabellen und Hintergrunddaten.

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen

(alphabetische Auflistung)

bzw.	beziehungsweise
ca.	circa, ungefähr
ggf.	gegebenenfalls, unter besonderen Bedingungen
i.e.S.	im engeren Sinn
i.w.S.	im weiteren Sinn
lt.	laut, wie ausgeführt
LSG	Landschaftsschutzgebiet lt. Naturschutzgesetz
max.	maximal
mind.	mindestens
NSG	Naturschutzgebiet lt. Naturschutzgesetz
vgl.	vergleiche, wie auch
z.B.	zum Beispiel

Verzeichnis der Abbildungen

ABBILDUNG 1: EINBINDUNG DER WISSENSCHAFTLICHEN THEMEN VORLIEGENDER ARBEIT IN DIE AKTUELLEN PROBLEME VON NATURSCHUTZPLANUNG UND -PRAXIS. 3
ABBILDUNG 2: ILLUSTRATION DES BEGRIFFES „SYSTEM VON VORRANGGEBIETEN“ ALS ANFORDERUNG AN DIE NATURSCHUTZPLANUNG 7
ABBILDUNG 3: LAGE UND ABGRENZUNG DER MODELLREGION "BERGBAUFOLGELANDSCHAFT IM SÜDRAUM LEIPZIG" 19
ABBILDUNG 4: SCHEMA TYPISCHER RELIEFFORMEN UND KIPPENTYPEN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT. 23
ABBILDUNG 5: GESAMTAUFBAU UND VORGEHEN IN DER VORLIEGENDEN ARBEIT. 29
ABBILDUNG 6: ALLGEMEINER REGIONSBEZOGENER ZIEL- UND STRATEGIERAHMEN FÜR NATURSCHUTZ 34
ABBILDUNG 7: METHODISCHER RAHMEN ZUR AUSWAHL VON ZIELARTEN FÜR BERGBAUFOLGELANDSCHAFTEN. 41
ABBILDUNG 8: METHODISCHER RAHMEN ZUR ABLEITUNG REGIONALER „ZIELBIOTOPE“. 53
ABBILDUNG 9: "SUKZESSIONSNETZ" DER VEGETATION FÜR TERRESTRISCHE FLÄCHEN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT IM SÜDRAUM LEIPZIG. AUS DURKA ET AL. (1997A). 59
ABBILDUNG 10: UNTERSCHEIDUNG VON INFORMATIONSEBENEN, INFORMATIONSTIEFEN UND EXTRAPOLIERENDE STELLUNG VON HABITATMODELLEN BEI ZIELARTENSCHUTZ 72
ABBILDUNG 11: METHODISCHER RAHMEN ZUR ABLEITUNG VON HABITATMODELLEN. 74
ABBILDUNG 12: ZUSAMMENFÜHRUNG VON HABITATVARIABLEN VERSCHIEDENER RAUMEBENEN. 79
ABBILDUNG 13: ERMITTLUNG DER HABITATEIGNUNG EINES GANZEN GEBIETES AUS KLEINRÄUMIGEN HABITATMODELLEN. 83
ABBILDUNG 14: VORKOMMEN VON ANURENARTEN IN DER REGIONALEN BERGBAUFOLGELANDSCHAFT. 88
ABBILDUNG 15: HABITATPRÄFERENZEN VON *BUFO VIRIDIS* (WECHSELKRÖTE) NACH UNIVARIATER ANALYSE 90
ABBILDUNG 16: GEBIETSBEZOGENES HABITATEIGNUNGSMODELL FÜR *BUFO VIRIDIS* (WECHSELKRÖTE). 95
ABBILDUNG 17: HABITATPRÄFERENZEN VON *HYLA ARBOREA* (LAUBFROSCH) NACH UNIVARIATER ANALYSE 98
ABBILDUNG 18: GEBIETSBEZOGENES HABITATEIGNUNGSMODELL FÜR *HYLA ARBOREA* (LAUBFROSCH). 102
ABBILDUNG 19: HABITATPRÄFERENZEN VON *PELOBATES FUSCUS* (KNOBLAUCHKRÖTE) NACH UNIVARIATER ANALYSE. 104
ABBILDUNG 20: GEBIETSBEZOGENES HABITATEIGNUNGSMODELL FÜR *PELOBATES FUSCUS* (KNOBLAUCHKRÖTE). 108
ABBILDUNG 21: VERTEILUNG INDIVIDUELLER MOBILITÄT VON *SPHINGONOTUS CAERULANS*. 116
ABBILDUNG 22: VERTEILUNG INDIVIDUELLER MOBILITÄT VON *OEDIPODA CAERULESCENS*. 117
ABBILDUNG 23: HABITATPRÄFERENZEN VON *SPHINGONOTUS CAERULANS* NACH UNIVARIATER ANALYSE. 119
ABBILDUNG 24: GEBIETSBEZOGENES HABITATEIGNUNGSMODELL FÜR *SPHINGONOTUS CAERULANS*. 123
ABBILDUNG 25: HABITATPRÄFERENZEN VON *OEDIPODA CAERULESCENS* NACH UNIVARIATER ANALYSE. 125
ABBILDUNG 26: GEBIETSBEZOGENES HABITATEIGNUNGSMODELL FÜR *OEDIPODA CAERULESCENS*. 130
ABBILDUNG 27: ERSTELLUNG UND NORMIERUNG VON „ZUSTANDS-WERTIGKEITS-RELATIONEN“ 159
ABBILDUNG 28: ZUSTANDS-WERTIGKEITS-RELATIONEN EINER EINZELGEBIETSBEWERTUNG ZUM ZIELARTENSCHUTZ. 163
ABBILDUNG 29: ZUSTANDS-WERTIGKEITS-RELATIONENEN EINER EINZELGEBIETSBEWERTUNG ZUM BIOTOPSCHUTZ. 166
ABBILDUNG 30: ZUSTANDS-WERTIGKEITS-RELATIONEN EINER EINZELGEBIETSBEWERTUNG ZUM PROZEßSCHUTZ. 169
ABBILDUNG 31: RANGFOLGEN DER GEBIETE NACH SOZIOLOGISCHEN WERTEN. 172
ABBILDUNG 32: VERGLEICH DER EFFIZIENZ VERSCHIEDENER AUSWAHLMETHODEN BEI GLEICHER ZIELERFÜLLUNG. 175

ABBILDUNG 33: EFFIZIENZVERLAUF BEI UNTERSCHIEDLICHEN REPRÄSENTANZZIELEN FÜR DIE AUSWAHL VON PROZEßSCHUTZGEBIETEN IM VERGLEICH VON ALGORITHMEN- UND RANGFOLGE-VERFAHREN. 177
ABBILDUNG 34: BESTIMMUNG DER UNERSETZBARKEIT VON GEBIETEN UND FLEXIBILITÄT DER GEBIETSAUSWAHL IN ABHÄNGIGKEIT VON REPRÄSENTANZZIELEN. 180
ABBILDUNG 35: METHODISCHER RAHMEN EINER OPTIMALEN AUSWAHL VON VORRANGGEBIETSSYSTEMEN FÜR EIN EINZELNES NATURSCHUTZ-TEILZIEL DURCH KOMBINATION VON ITERATIVEN ALGORITHMEN UND RANGFOLGEVERFAHREN. 184
ABBILDUNG 36: QUALITÄTSVERLUSTE BEI UNTERSCHIEDLICHEN INFORMATIONSTIEFEN IN DER GEBIETSAUSWAHL. 192
ABBILDUNG 37: ZUSAMMENFÜHRUNG VON GEBIETSSYSTEMEN EINZELNER TEILZIELE ZU EINEM GESAMT-GEBIETSSYSTEM. 198
ABBILDUNG 38: ALLGEMEINER METHODISCHER RAHMEN ZUR OPTIMALEN AUSWAHL VON VORRANGGEBIETSSYSTEMEN. 221
ABBILDUNG 39: RÄUMLICHE ANWENDUNGSPRINZIPIEN: AUSWAHL VON VORRANGFLÄCHENSYSTEMEN AUF MINDESTENS ZWEI VERKNÜPFTEN RAUMEBENEN UND MIT VERSCHIEDENEN MÖGLICHKEITEN DER EINTEILUNG VON GRUNDMENGEN. 224

Verzeichnis der Tabellen

TABELLE 1: VERGLEICHENDE ÜBERSICHT BESTEHENDER METHODEN ZUR AUSWAHL VON VORRANGGEBIETEN. 9
TABELLE 2: ÜBERSICHT ZUR GRUNDMENGE MÖGLICHER VORRANGGEBIETE IN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT DES SÜDRAUMES LEIPZIG. 27
TABELLE 3: GRUNDMOTIVE, LEITBILDER UND ZIELKONKRETISIERUNGEN FÜR BERGBAUFOLGELANDSCHAFTEN. 32
TABELLE 4: DEFINITION, UNTERSCHEIDUNG UND VERWENDUNG DER BEGRIFFE ZIELART, LEITART UND ZEIGERART. 37
TABELLE 5: UNTERSCHIEDE DIREKTER UND INDIREKTER BEWERTUNG VON FLÄCHEN FÜR ZIELARTEN. 38
TABELLE 6: ÜBERSICHT DER KRITERIEN FÜR DIE ZIELARTABLEITUNG UND IHRE PRÜFMETHODEN. 40
TABELLE 7: ZIELARTENSYSTEM FÜR DIE BERGBAUFOLGELANDSCHAFT IM SÜDRAUM LEIPZIG. 45
TABELLE 8: „ZIELBIOTOPE" FÜR DIE BERGBAUFOLGELANDSCHAFT IM SÜDRAUM LEIPZIG. 54
TABELLE 9 : BEISPIELE NATÜRLICHER PROZESSE IN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT. 58
TABELLE 10: BESIEDLUNGSPROZEß DER BRUTVÖGEL ALS BEISPIEL ZOOLOGISCHER SUKZESSION IN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT. 61
TABELLE 11: KLASSIFIZIERUNG VON GUT UNTERSCHEIDBAREN STANDORTAUSPRÄGUNGEN ALS KONKRETE ATTRIBUTE FÜR PROZEßSCHUTZ. 63
TABELLE 12: SOZIOLOGISCHE UND ÖKONOMISCHE BEGRÜNDUNGEN FÜR NATURSCHUTZ IN BERGBAUFOLGELANDSCHAFTEN. 65
TABELLE 13: NUTZBARKEIT VON ZIELBIOTOPEN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT. 67
TABELLE 14: ERFASSUNG RELEVANTER HABITATVARIABLEN UND IHRER AUSPRÄGUNGEN FÜR AMPHIBIEN. 86
TABELLE 15: GEMEINSAME VORKOMMEN DER ANUREN-ZIELARTEN AN GEWÄSSERN. 87
TABELLE 16: STATISTIK DER LOGISTISCHEN REGRESSION FÜR VORKOMMEN DER WECHSELKRÖTE AN GEWÄSSERSTELLEN. 92
TABELLE 17: NORMIERUNG VON HABITATEIGNUNGSWERTEN FÜR *HYLA ARBOREA* (LAUBFROSCH). 101
TABELLE 18: STATISTIK DER LOGISTISCHEN REGRESSION FÜR VORKOMMEN DER KNOBLAUCHKRÖTE AN GEWÄSSERSTELLEN. 106
TABELLE 19: ERFASSUNG RELEVANTER HABITATVARIABLEN UND IHRER AUSPRÄGUNGEN FÜR HEUSCHRECKEN. 112
TABELLE 20: STATISTIK DER LOGISTISCHEN REGRESSION FÜR VORKOMMEN VON *SPHINGONOTUS CAERULANS*. 121
TABELLE 21: NORMIERUNG VON HABITATEIGNUNGSWERTEN FÜR *OEDIPODA CAERULESCENS* AN 1M²-STELLEN. 129
TABELLE 22: KENNGRÖßEN DER GEBIETE DES TESTSPEKTRUMS. 133

TABELLE 23: SELEKTIONSERGEBNISSE EINER ZUFALLSAUSWAHL FÜR UNTERSCHIEDLICHE REPRÄSENTANZZIELE. 135
TABELLE 24: HÄUFIGKEIT DER BENUTZUNG VERSCHIEDENER WERTMAßSTÄBE FÜR DIE AUSWAHL VON GEBIETSSYSTEMEN 136
TABELLE 25: REGELANWEISUNGEN ALS EINZELELEMENTE ITERATIVER AUSWAHLALGORITHMEN DER GEBIETSAUSWAHL. 138
TABELLE 26: SELEKTIONSERGEBNISSE FÜR UNTERSCHIEDLICHE REPRÄSENTANZZIELE BEI ZIELARTENSCHUTZ UNTER ANWENDUNG NUR EINZELNER AUSWAHLREGELN (BASIS: NOMINALE ARTVORKOMMEN). 144
TABELLE 27: ALGORITHMEN FÜR ZIELARTENSCHUTZ UND FÜR DIE DATENBASIS NOMINALER VORKOMMENSANGABEN. 146
TABELLE 28: ERGEBNISSE DER SELEKTION VON VORRANGGEBIETEN FÜR ZIELARTENSCHUTZ DURCH ALGORITHMEN (BASIS: NOMINALE VORKOMMENSANGABEN). 147
TABELLE 29: SELEKTIONSERGEBNISSE FÜR UNTERSCHIEDLICHE REPRÄSENTANZZIELE BEI BIOTOPSCHUTZ UNTER ANWENDUNG NUR EINZELNER AUSWAHLREGELN (BASIS: FLÄCHENGRÖßE DER ZIELBIOTOPE) 149
TABELLE 30: ALGORITHMEN FÜR BIOTOPSCHUTZ (BASIS: FLÄCHENANGABEN VON ZIELBIOTOPEN). 150
TABELLE 31: ERGEBNISSE DER SELEKTION VON VORRANGGEBIETEN FÜR BIOTOPSCHUTZ DURCH ALGORITHMEN (BASIS: FLÄCHENANGABEN DER ZIELBIOTOPE) 151
TABELLE 32: SELEKTIONSERGEBNISSE FÜR UNTERSCHIEDLICHE REPRÄSENTANZZIELE ZUM PROZEßSCHUTZ UNTER ANWENDUNG NUR EINZELNER AUSWAHLREGELN (BASIS: FLÄCHENGRÖßEN DER STANDORTAUSPRÄGUNGEN). 153
TABELLE 33: ALGORITHMEN FÜR PROZEßSCHUTZ (BASIS: FLÄCHENANGABEN DER STANDORTAUSPRÄGUNGEN). 154
TABELLE 34: ERGEBNISSE DER SELEKTION VON VORRANGGEBIETEN ZUM PROZEßSCHUTZ DURCH ALGORITHMEN (BASIS: FLÄCHENANGABEN DER STANDORTAUSPRÄGUNGEN). 156
TABELLE 35: WERTBESTIMMENDE KRITERIEN FÜR EINE EINZELGEBIETSBEWERTUNG IN KOMPATIBILITÄT ZU DEN REGELN DER AUSWAHLALGORITHMEN 158
TABELLE 36: RANGFOLGEN DER GEBIETE ZUM ZIELARTENSCHUTZ NACH EINZELGEBIETSBEWERTUNG 165
TABELLE 37: RANGFOLGEN DER GEBIETE ZUM BIOTOPSCHUTZ NACH EINZELGEBIETSBEWERTUNG 167
TABELLE 38: RANGFOLGEN DER GEBIETE ZUM PROZEßSCHUTZ NACH EINZELGEBIETSBEWERTUNG 170
TABELLE 39: IDENTIFIKATION UNERSETZBARER GEBIETE FÜR UNTERSCHIEDLICHE REPRÄSENTANZZIELE. 181
TABELLE 40: VOR- UND NACHTEILE DER GEBIETSAUSWAHL NACH ALGORITHMEN UND RANGFOLGEN 183
TABELLE 41: SELEKTIONSERGEBNISSE FÜR UNTERSCHIEDLICHE REPRÄSENTANZZIELE BEI ZIELARTENSCHUTZ NACH INDIREKTER BEWERTUNG UNTER ANWENDUNG NUR EINZELNER REGELN (BASIS: NOMINALE HABITATVORKOMMEN). 188
TABELLE 42: VERGLEICH SELEKTIERTER GEBIETE FÜR ZIELARTENSCHUTZ AUFGRUND UNTERSCHIEDLICHER INFORMATIONSTIEFEN BEI INDIREKTER BEWERTUNG. 191
TABELLE 43: FACHLICHE ENTSCHEIDUNGSMATRIX BEI ZIELKONFLIKTEN IN EINEM GEBIET ZUR EINDEUTIGEN BESTIMMUNG EINES PRIORITÄREN ZIELES IM ABLEICHSCHRITT (5) 201
TABELLE 44: ALGORITHMEN FÜR ZIELARTENSCHUTZ UND BIOTOPSCHUTZ IM ANWENDUNGSBEISPIEL. 203
TABELLE 45: OPTIMALES UND FLEXIBLES MINDESTGEBIETSSYSTEM FÜR ZIELARTENSCHUTZ IM SÜDRAUM LEIPZIG. 204
TABELLE 46: OPTIMALES UND FLEXIBLES MINDESTGEBIETSSYSTEM FÜR BIOTOPSCHUTZ IM SÜDRAUM LEIPZIG. 206
TABELLE 47: VORGEHEN ZUR AUSWAHL VON PROZEßSCHUTZGEBIETEN IM ANWENDUNGSBEISPIEL. 208
TABELLE 48: SINNVOLLE ALGORITHMEN FÜR PROZEßSCHUTZ IM SÜDRAUM LEIPZIG. 209
TABELLE 49: OPTIMALES MINDESTGEBIETSSYSTEM FÜR PROZEßSCHUTZ IM SÜDRAUM LEIPZIG 210
TABELLE 50: GESAMTSYSTEM VON VORRANGGEBIETEN IN DER BERGBAUFOLGELANDSCHAFT IM SÜDRAUM LEIPZIG 211
TABELLE 51: FLÄCHENBILANZ UND ZEITHORIZONTE DES AKTUELLEN VORRANG-GESAMTSYSTEMES. 217

1 Grundlagen, Modellregion und Vorgehensableitung

1.1 Einführung: Gesamtrahmen, Problemstellung und Ziele

Naturschutz ist eine gesellschaftliche Aufgabe, die verschiedene Teilziele umfaßt: Erhaltung und Entwicklung natürlicher Standorte (Ressourcenschutz), der Lebensräume (Biotopschutz), der Pflanzen- und Tierarten samt ihrer innerartlichen Vielfalt (Artenschutz), von natürlichen Prozessen (Prozeßschutz) und landschaftsästhetischen Reizen der Kultur- und Naturlandschaft (KAULE 1991, PLACHTER 1991, PRIMACK 1995, SCHERZINGER 1996). Die gesamte Fläche ist Lebensraum von Arten und enthält teilräumlich verschiedene Ökosysteme, somit ist Naturschutz in abgestufter Weise stets auf der gesamten Fläche erforderlich (ERZ 1983, KAULE 1991: 368, PLACHTER 1991, BLAB 1992, BROGGI 1996). Mit der Ausweisung von Vorranggebieten des Naturschutzes (= Flächenschutz) sollen besonders wichtige Kerngebiete für den Naturschutz gesichert und dort viele Teilaufgaben intensiv verfolgt werden (WEGENER 1991, BASTIAN & SCHREIBER 1994, HORLITZ 1994, RSU 1996, SSYMANK 1997). Der Flächenschutz stellt damit eine von mehreren wichtigen Strategien zur Umsetzung von Naturschutz dar.

Trotz zunehmendem Kenntnisgewinn in den Grundlagenwissenschaften besteht aber ein anhaltendes Defizit in der Umsetzung und an nachweisbarem Erfolg im Flächenschutz; der Artenrückgang und Lebensraumschwund konnte bislang nicht verlangsamt werden (PLACHTER 1991, RSU 1996). Gründe dafür bestehen einerseits in behördlichen und politischen Vollzugsdefiziten, vor allem aufgrund fehlender Akzeptanz, fehlendem Stellenwert von Naturschutz oder mangelndem politischen Willen, so daß trotz vorliegenden Grundkenntnissen eine unzureichende Ausweisung von Schutzgebietssystemen und Durchführung von Pflege stattfindet (ERZ 1994). Diese Vollzugsdefizite beruhen auf ökonomischen, soziologischen und psychologischen Faktorenkomplexen (BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BMU 1995) und sollen in dieser Arbeit nicht analysiert werden. Es liegen jedoch auch inhaltliche naturschutzfachliche Defizite vor, welche wiederum Vollzugsdefizite verstärken; sie werden im Hinblick auf Mitteleuropa in drei Themenbereichen angeführt:

Mangel an regionaler Zielkonkretisierung:
Die Rahmenziele des Naturschutzes sind zu wenig regional angepaßt, wobei hierfür aber grundlegende Methoden in den letzten Jahren erarbeitet wurden (z.B. KIEMSTEDT 1991, PLACHTER 1994, WIEGLEB 1996, 1997, WALTER ET AL. 1998): Beispielhaft bestehen für Tierartenschutz, Biotopschutz und Prozeßschutz gerade vor dem Hintergrund vielfältiger verschiedener Ansätze verbreitete Unsicherheiten in der Zielkonkretisierung.

Mangel an Wissen zu Schutzgütern:
Unzureichende Kenntnisse zu Flächenansprüchen von Tierarten, artspezifische Bedingungen für erfolgreichen Habitatverbund, detaillierte Ursachenanalysen für den Rückgang von Organismenarten und zur Bedeutung von raum-zeitlicher Dynamik für Vorkommen und Entstehung von Schutzgütern führen zu einer Unsicherheit und möglichen Fehlern in Handlungsstrategien (zusammengefaßt z.B. HENLE 1994, PRIMACK 1995). Vertiefte regionale Untersuchungen sind daher nötig, bevor Flächenschutzkonzepte abgeleitet werden. Hierfür bestehen bereits einige regionübertragbare Untersuchungsmethoden, die zu einer allmählichen Kenntniserweiterung führen können.

Mangel an Methoden zur Auswahl von Vorrangflächen:
Vorrangräume des Naturschutzes als wichtige flächenhafte Umsetzungsstrategie werden oft nicht systematisch für die Repräsentanz aller regionalen Schutzgüter gewählt. Häufig ist ihre Auswahl von einer fehlenden Gesamtsicht über eine ganze Region geprägt, sowie von subjektiven Vorlieben, zufälligen Kenntnissen lokaler Bearbeiter und einer Auswahl nach geringsten Widerständen beeinflußt. Eine Repräsentanz definierter Schutzgüter wird in Schutzgebieten oft nicht erreicht, obwohl die Repräsentanz

der regionsbezogenen Eigenart seit langem ein wichtiges Anliegen im Naturschutz ist (KAULE 1991, ERZ 1994, PRIMACK 1995). So erfüllt beispielsweise das gegenwärtige deutsche Schutzgebietsnetz die in ihm möglichen Naturschutzaufgaben nur unzureichend (HAARMANN & PRETSCHER 1993, ERZ 1994). Ungeklärt oder weiter von subjektiv geprägten Entscheidungen abhängig ist zudem der Zielabgleich auf einer Fläche bei naturschutzinternen Zielkonflikten (z.B. MARGULES ET AL. 1994a). Fachlich sinnvolle Auswahlmethoden für Vorrangflächen"systeme" zur Verfolgung operabler Ziele in Regionen sind demnach ein Defizitbereich, obwohl die Zahl der Bewertungsverfahren im mitteleuropäischen Naturschutz unüberschaubar ist (vgl. KAULE 1991, PLACHTER 1991, 1994, WIEGLEB 1997). Die bestehenden Verfahren beziehen sich jedoch nur auf einzelne Schutzgüter und Einzelflächen, meist ohne den notwendigen Blick auf mögliche Flächensysteme für eine Region zu richten. Vor allem aus Australien und Südafrika liegen jedoch bereits viele Ansätze zur Optimierung der Auswahl von Schutzgebietssystemen vor, so daß eine sich ergänzende Anzahl von Vorranggebieten die Repräsentanz wichtiger Schutzgüter sichert („Auswahlalgorithmen, Prioritätensetzungen", z.B. KIRKPATRICK 1983, MARGULES ET AL. 1988, FREITAG ET AL. 1996, 1997). Diese Methoden wurden in Mitteleuropa jedoch noch nicht geprüft und an die hiesigen Bedingungen angepaßt.

Während für die Verringerung grundlegender Wissens- und Zieldefizite wesentliche Methoden bereits eingeführt sind, besteht ein anhaltender Mangel in der Prüfung und Weiterentwicklung von Auswahlmethoden für Vorrangflächen. Dieses Defizit wird besonders dann deutlich, wenn in einigen Regionen in größerem Stil Vorranggebiete ausgewiesen werden können und sollen. Dieses ist aktuell in Bergbaufolgelandschaften des Braunkohlentagebaues in Sachsen-Anhalt, Sachsen und Brandenburg der Fall (FIB 1996, DURKA ET AL. 1997a, 1999, KÖCK 1998a).

Zur Verminderung des fachlichen Defizites besteht das **Gesamtziel** der vorliegenden Arbeit darin, **Auswahlmethoden für Vorrangflächen** zur Gewährleistung definierter Naturschutzziele zu prüfen und weiterzuentwickeln. Systematische Auswahlmethoden für Vorrangflächen zwingen wiederum zum Test, zur Weiterentwicklung und Konkretisierung der zugrundeliegenden **Zielableitung** (beispielhaft für Tierarten, Biotop und Prozeßschutz). Zur Untersuchung des Einflusses detaillierter Kenntnisse auf die Vorranggebietsauswahl muß mit weitgehend bestehenden Untersuchungsmethoden eine beispielhaft **vertiefte Datenebene** und damit wiederum Wissen zu Schutzgütern gewonnen werden.
Mit diesen wissenschaftlichen Arbeiten sollen einige der drängenden aktuellen Problemfragen aus Naturschutzplanung und -Praxis beantwortet werden (Abbildung 1).

1.2 Definition und Anspruch an Vorranggebiete und Gebietssysteme

1.2.1 Regionen als Bezugsräume

Naturschutz muß zur Verfolgung seiner Aufgaben meist großräumig und international agieren. Zugleich ist für viele Teilaufgaben aber eine überschaubare Raumebene erforderlich, die konkrete Zielbestimmungen und zugehörige Handlungen ermöglicht. Daher ist die Abgrenzung von Regionen als fachlich sinnvolle **größere, aber überschaubare Bezugs- und Handlungsräume** erforderlich.

Regionen sind nach LESER (1991: 200) überschaubare geographische Betrachtungsdimensionen, die in der Landschaftsökologie nach naturräumlichen Merkmalen abgegrenzt werden (Relief, Klima, Boden u.a.), aber für gesellschaftswissenschaftliche Fragen auch soziologisch definiert sein können. Der Regionsbegriff ist somit in allgemeiner Form unscharf und muß in Abhängigkeit der Fragestellung festgelegt werden.

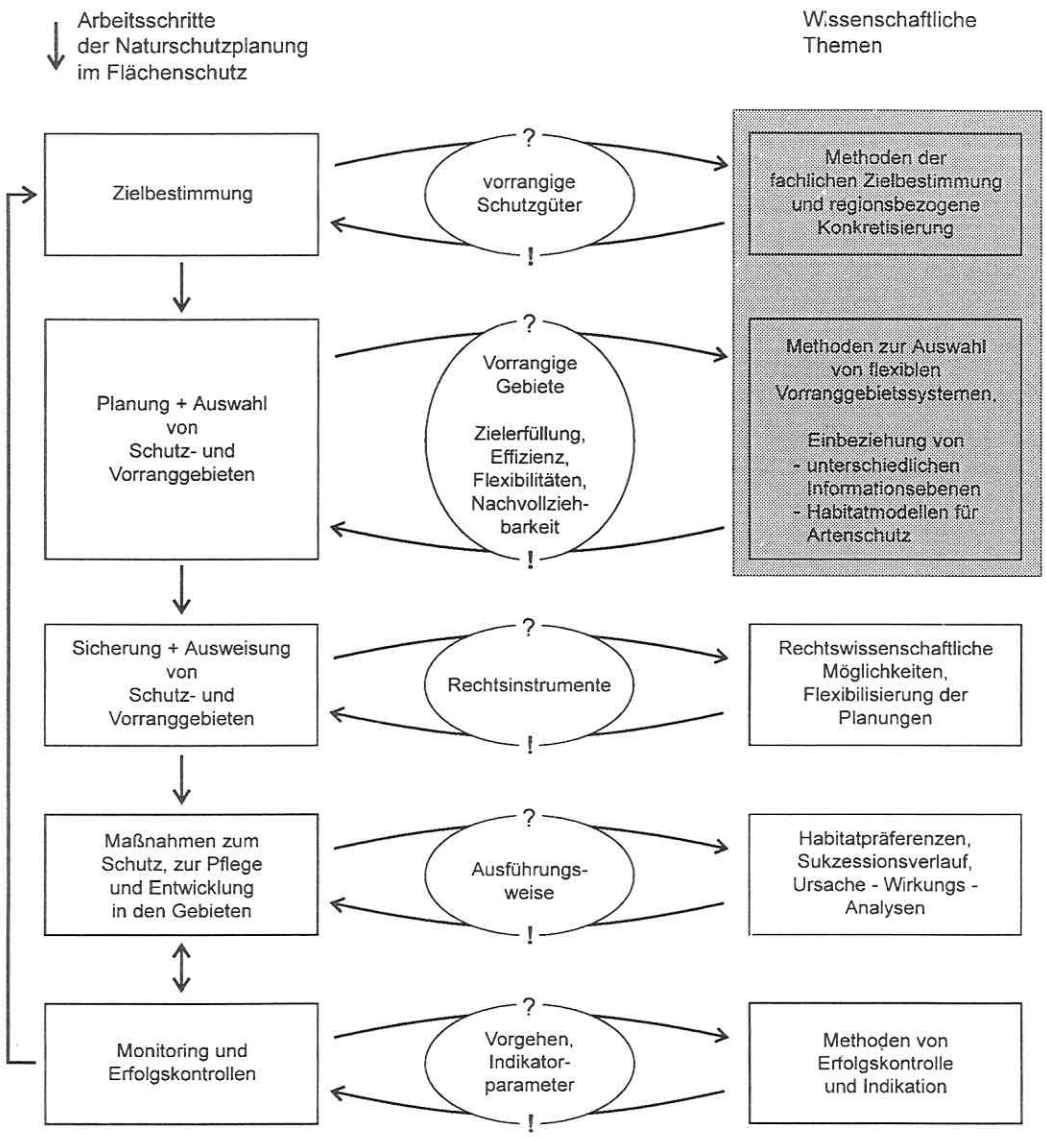


Abbildung 1: Einbindung der wissenschaftlichen Themen vorliegender Arbeit in die aktuellen Probleme von Naturschutzplanung und -Praxis.

Aus der Naturschutzplanung und ihren Arbeitsschritten (linke Kästen) ergeben sich Fragen (?) an entsprechende Forschungsfelder (rechte Kästen). In den Forschungsfeldern sollen dazu Antworten (!) für eine fachlich verbesserte Praxis erarbeitet werden. Grau unterlegt auf der rechten Seite sind die in vorliegender Arbeit behandelten Forschungsfelder, weiß bleiben die hier nicht ausgeführten Forschungsfelder, die als Zukunftsaufgabe weiter bestehen oder in anderen Arbeiten bereits behandelt werden; für sie werden aus den grau unterlegten Feldern jedoch auch einige Grundlagen bereitgestellt.

Für Naturschutz sollen **Regionen** naturschutzfachlich sinnvoll als Großnaturräume oder Wassereinzugsgebiete verstanden und abgegrenzt werden (z.B. KAULE 1991: 252, KRAHL & MARX 1996, WALTER ET AL. 1998) oder sie können identisch sein mit Großschutzgebieten, sofern sie sich annähernd an natürlichen Gegebenheiten und nicht nur an verwaltungstechnischen Grenzen orientieren (z.B. Biosphärenreservat Rhön: GREBE 1995, ALTMOOS 1997, 1998; Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin: z.B. HEIDT ET AL. 1997). Regionen können aber auch als einheitliche landschaftsökologische Problemräume des Naturschutzes innerhalb eines (größeren) Naturraumes verstanden werden, sofern sie wie Bergbaufolgelandschaften mehrere Lebensraumtypen umfassen können und große Flächen einnehmen (hier z.B. Region „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig"). Die Definition von Regionen nur nach einem Lebensraumtyp darf aber niemals erfogen, da sonst viele räumlich-funktionale Wechselwirkungen unberücksichtigt bleiben. Größere Regionen als naturräumliche Gliederungseinheiten sind auch nach MARGULES ET AL. (1988) die geeigneten Bezugsräume, um Naturschutzziele zu definieren und zugehörige Vorranggebietssysteme auszuwählen.
Eine allgemeingültige Angabe zur Größe von Regionen kann es nicht geben, sie ist abhängig von den Aufgabenstellungen und Zielen: Naturschutzkonzepte sind einerseits auf überschaubare Handlungsräume zu übertragen, wobei eine Größe zwischen ca. 100 km² und 5000 km² als groß genug für wenigstens einige Naturzyklen und dennoch überschaubar angenommen wird. Andererseits gibt es immer Schutzgüter des Naturschutzes, die solche Regionsgrenzen überschreiten (z.B. wandernde Tierarten). Für sie sind demnach größere Regionen erforderlich, um sie in wenigstens einer Population zu berücksichtigen (z.B. für Großsäuger ganze Gebirgsräume wie die Alpen). Jede Region besitzt jedoch für viele Schutzgüter immer nur Teilverantwortung, die zwar hier sinnvollerweise überschaubar wird, aber zu der regionsübergreifende Sachverhalte einbezogen werden müssen. Der erforderliche Pragmatismus bei der Abgrenzung von Regionen korrespondiert mit den fließenden Übergängen von biogeographischen Regionen und Naturräumen (vgl. z.B. MARGULES ET AL. 1994a).

Eine Abgrenzung von Regionen nur nach Verwaltungsgrenzen (Kommunen, Landkreise, Bundesländer, Nationen) darf für die Zielermittlung im Naturschutzes nicht erfolgen, da sich Artvorkommen bekanntlich nicht an politische Grenzen halten und allein von natürlichen Gegebenheiten abhängen. Dieses ist jedoch oft der Fall, da der Vollzug von Naturschutz meist in Verwaltungseinheiten erfolgt. Damit verbunden ist der Vorteil der Gleichheit von Ziel- und Vollzugsraum für Naturschutz mit einer meist einfacheren Umsetzung. Bedeutende Nachteile daraus sind möglicherweise falsche fachliche Prioritäten, indem anderweitige Verbreitungsschwerpunkte von Schutzgütern nicht einbezogen werden: Beispielsweise viele Tierarten der Rote Liste von kleineren Bundesländern besitzen in benachbarten Bundesländern ihren Verbreitungsschwerpunkt; für sie ist aus wissenschaftlicher Sicht die Analyse größerer Naturräume und nicht kleinerer Bundesländer erforderlich (z.B. PLACHTER 1991). Demnach sollen erst nach einer fachlichen Zielableitung für eine naturräumliche Gesamtregion und ggf. darüber hinaus die Umsetzungsschritte rückwirkend an die jeweiligen Verwaltungsstrukturen angepaßt werden, um die Kompatibilität mit Vollzugseinheiten herzustellen (vgl. KAULE 1991: 252).

Mit Regionen als natürliche Bezugsräume wird im Naturschutz vor allem ein zu eng auf einzelne Flächen beschränkter Blickwinkel zugunsten des Überblickes auf einen überschaubaren Gesamtraum erweitert. Ein begrenzter Blickwinkel nur auf Einzelflächen führte besonders in der früheren Naturschutzpraxis zu Mißverständnissen. Mit den in den letzten Jahren erarbeiteten Modellvorstellungen von Metapopulationen (aktuelle Übersicht z.B. HANSKI 1996, REICH & GRIMM 1996) und dem Wissen um die Bedeutung großräumig ablaufender Prozesse (z.B. natürliche Prozesse wie Mosaik-Zyklen: REMMERT 1991, SCHERZINGER 1996; Nutzungszyklen wie Wanderschäferei, z.B. FISCHER ET AL. 1995) sollten ausschließliche Einzelflächenbetrachtungen der Vergangenheit angehören. Viele Einzelflächen enthalten demnach nur eine Teilpopulation oder einen Teillebensraum innerhalb eines regionalen Systemes. Die Bedeutung einer Einzelfläche in der Region ergibt sich erst aus dem Bezug zur Gesamtregion (vgl. HEIDT ET AL. 1997).

1.2.2 Vorranggebiete und Gebietssysteme für Regionen

Zur Realisierung von Naturschutzzielen innerhalb der größeren Bezugsräume von Regionen sind ausreichende und geeignete Flächen erforderlich, auf denen die Verfolgung definierter Naturschutzziele Vorrang vor konkurrierenden Nutzungen haben muß (z.B. KAULE 1991: 368-369, PLACHTER 1991, ERZ 1994). Solche Flächen werden hier als **Vorranggebiete** (= Vorrangräume, Vorrangflächen) verstanden und sind als räumlich konkretisierte Prioritäten des Naturschutzes anzusehen. In Abhängigkeit von ihrem Zustand und den Naturschutzzielen sollen Vorrangflächen in gesetzlich festgesetzte Schutzgebiete überführt werden (z.B. in Naturschutzgebiete) oder als naturschutzrechtlich ungeschütze Flächen innerhalb der Regionalplanung derart eingebunden werden, daß sie von konkurrierenden Nutzungen freizuhalten sind oder nicht in ihrer Naturschutzbedeutung beeinträchtigt werden.

Grundsätzlich darf sich Naturschutz **nicht nur auf Vorranggebiete** konzentrieren und deren Auswahl bedeutet nicht, daß auf der verbleibenden Regionsfläche Naturschutz nicht stattfinden soll. Besonders deutlich wird dieses beim Tierartenschutz: Mobile Tiere nutzen oft Flächen außerhalb von Vorranggebieten und sind zeitweise sogar von diesen abhängig (vgl. besonders RIECKEN 1992, BLAB 1993). Naturschutzbelange müssen daher in unterschiedlicher Intensität in die Nutzung auf allen weiteren Flächen integriert werden (z.B. ERZ 1983, PLACHTER 1991, JEDICKE 1994). Dennoch müssen zur Sicherung aller Teilziele stets Vorranggebiete als wichtige „Kernräume" des Naturschutzes bestehen (z.B. BLAB 1992, ERZ 1994, HORLITZ 1994).
Die Auswahl von Vorrangflächen soll anhand **ihrer gegenwärtigen oder vorhersehbaren Eignung** für Naturschutzziele erfolgen, so daß Gestaltungsmaßnahmen so wenig wie möglich erforderlich sind. Die reine Auswahl von Vorrangflächen ersetzt aber nicht erforderliche Handlungen zur Sicherung des der Auswahl zugrundeliegenden Naturschutzzieles. Die Art und Weise von zielerhaltenden Handlungen sind ein eigenständiges Praxisthema und in vorliegender Arbeit nicht Bearbeitungsgegenstand (siehe hierzu zahlreiche Publikationen zu Pflegeausführungen und praktischen Gestaltungsmaßnahmen, wissenschaftliche Übersichten z.B. VON WEGENER 1991, BLAB 1993, LAJEUNESSE ET AL. 1995).

Nicht alle zur Auswahl stehenden potentiellen und geeigneten Vorranggebiete können angesichts von Ansprüchen anderer Landnutzungen an die gleichen Flächen tatsächlich für den Naturschutz gesichert werden. Auch bestehen innerfachliche konkurrierende Naturschutzinteressen und so können oft nicht alle Naturschutzziele auf gleicher Fläche verwirklicht werden. Zudem können einzelne Vorranggebiete, bestimmte Schutzgebietstypen alleine, sowie ihre bloßen Summen selten die vielfältigen Zielvorstellungen im Naturschutz einer ganzen Region sichern. Es besteht damit ein **Auswahlzwang**, wobei die Auswahl an Vorranggebieten definierte Naturschutzziele noch erfüllen muß. Daher wird nach Literaturauswertung (insbesondere Übersichten von DRL 1983, MARGULES ET AL. 1988, BLAB 1992, ERZ 1994, HENLE 1994, JEDICKE 1994, BROGGI 1996, BIBBY 1998) ein **System von Vorranggebieten (= Gebietssystem)** gefordert. In Zusammenführung bestehender und untereinander teilweise im Detail divergierender Ansätze, sowie in notwendiger ergänzender eigener Spezifizierung wird es wie folgt neu definiert (Abbildung 2):

Ein **System (= Netz, Netzwerk) von Vorranggebieten** stellt eine Menge einzelner Vorranggebiete in einem Bezugsraum dar, wobei die Gesamtheit der einzelnen Vorranggebiete ein zuvor definiertes Ziel für den Bezugsraum (oder mehrere Ziele gleichzeitig) gewährleistet. Ein Gebietssystem muß dazu folgende sechs Eigenschaften erfüllen:

- Die Einzelgebiete ergänzen sich, indem eine Komplementarität der Gebiete in ihrer Ausstattung zum definierten Ziel besteht.
- Das Gebietssystem besteht aus ausreichend großen Einzelgebieten, wobei Mindestgrößen vom jeweiligen Naturschutzziel abhängen.
- Das Gebietssystem enthält die Möglichkeit zur zeitlichen und räumlichen Abänderung zumindest einiger seiner Einzelgebiete. Es ist demnach grundsätzlich flexibel in seiner Zusammensetzung. Im Falle von Abänderungen muß eine andere Kombination von Einzelgebieten als neues Gebietssystem das

gleiche definierte Ziel gewährleisten können. Nur wenn letzteres (zeitweise) nicht möglich ist, besteht ausnahmsweise keine Möglichkeit einer Flexibilität.

- Das Gebietssystem integriert verschiedene Flächenkategorien: Gebietssysteme können unterschiedliche gesetzliche Schutzgebietstypen (z.B. Naturschutzgebiet, Naturdenkmal, Landschaftsschutzgebiet nach Naturschutzrecht, sowie Naturwaldreservate nach Forstrecht) und verschiedene Planungskategorien (z.B. „Vorrangraum Natur und Landschaft", „Vorbehaltsraum Natur und Landschaft") enthalten. Rechtskräftig geschützte Schutzgebiete stellen oft eine Teilmenge des Vorranggebietssystemes dar. Im Extremfall sind keine oder alle Vorranggebiete zugleich gesetzliche Schutzgebiete.
- In dem Gebietssystem muß im Falle des Teilzieles Artenschutz ein funktionales „Habitatverbundsystem" einbezogen sein, das entsprechend den Ansprüchen einzelner Organismenarten spezifiziert und das über den Bezugsraum hinaus Anknüpfungen aufweisen muß.
- Das Gebietssystem ist eine Mindestformulierung für die definierten Ziele in der Bezugsregion. Es soll durch zusätzliche Flächen ergänzt werden.

Zur Ermittlung von solchen Gebietssystemen sind geeignete Auswahlmethoden dringend erforderlich. Dazu müssen im weiteren Verlauf dieses Kapitels 1 (mit nachfolgenden Teilkapiteln) zunächst bestehende (Teil-)Methoden mit ihren Grundzügen und grundlegenden Defiziten herausgearbeitet und analysiert werden. Daraus müssen weitere Anforderungen für Güte und Tauglichkeit von Gebietssystemen mit Referenzbegriffen aufgestellt werden. Erst danach kann das detaillierte Vorgehen in dieser Arbeit abgeleitet werden.

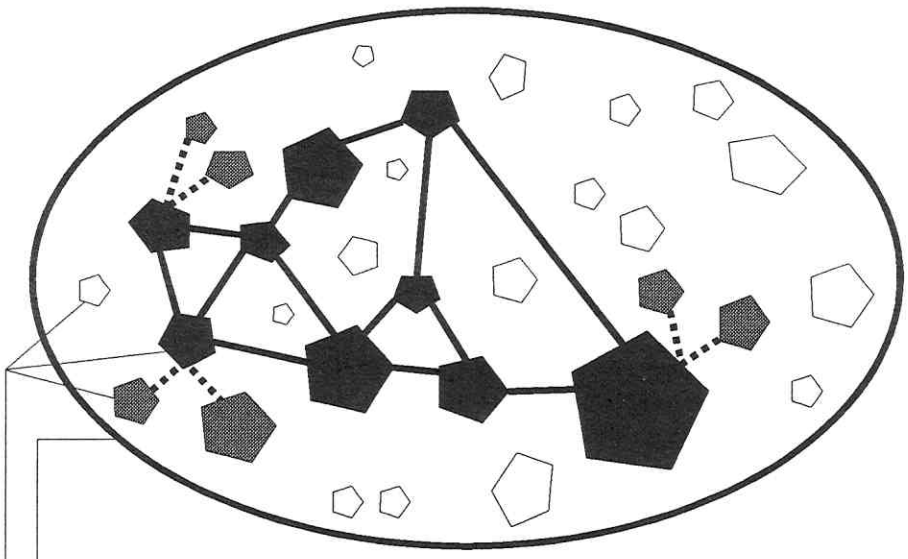
1.3 Stand der Wissenschaft: Grundzüge bestehender Methoden zur Auswahl von Vorranggebieten

1.3.1 Übersicht

Nachdem mit Regionen größere Bezugsräume und darin mögliche Vorranggebiete als Objekte einer Auswahl definiert wurden, sind nun Auswahlmethoden i.e.S. erforderlich, um aus der Grundmenge potentieller Vorranggebiete die bedeutensten Objekte auszuwählen und einen Systemcharakter herbeizuführen. Dazu gibt es bereits Ansätze und Bewertungsverfahren (Übersichten z.B. PLACHTER 1994, BIBBY 1998). Es lassen sich vier Haupttypen von Auswahlverfahren zusammenfassen und wie folgt benennen:

(1) „Ad hoc"-Auswahl,
(2) Lineare Auswahl: Einzelgebietsbewertung, Auswahl nach Rangfolgen („Ranking"),
(3) Iterative Auswahlalgorithmen,
(4) Mathematisch optimierende Auswahlverfahren („Programming systems"), meist in Kombination mit iterativen Algorithmen.

Die Grundbegriffe und methodischen Grundzüge diesse vier Verfahren werden in den folgenden Teilkapiteln erläutert und sind zur vergleichenden Übersicht in Tabelle 1 dargestellt. Erst nach dieser Herausarbeitung der methodischen Grundzüge können Defizite genauer erkannt und die eigenen Arbeiten mit Tests und Weiterentwicklungen der Methoden abgeleitet werden.





System von Vorranggebieten als Mindestformulierung:

Vorranggebiete gewährleisten in ihrer Gesamtheit
definierte Naturschutzziele für den Bezugsraum

Systemeigenschaften:



Komplementarität in ihrer Ausstattung
Habitatverbund



Flexibilität

Mindestgrößen
Integration verschiedener Flächenschutzkategorien

Abbildung 2: Illustration des Begriffes „System von Vorranggebieten" als Anforderung an die Naturschutzplanung.

1.3.2 „Ad hoc"-Auswahl

Der von PRESSEY (1990, 1994) geprägte Begriff „ad hoc"-Auswahl bezeichnet die Auswahl von Vorranggebieten vor allem nach Zufälligkeiten, geringsten Widerständen, sektoralen Untersuchungen, subjektiven Bewertungen, oder nach Vorlieben und zufälligen Kenntnissen regionaler Akteure. Diese Auswahlmethode, die neben möglichen fachlichen Kriterien viele nicht inhaltliche naturschutzfachliche Überlegungen einschließt, herrscht vor allem in der Naturschutzpraxis von **Mitteleuropa** vor (ERZ 1994: 154). Sie wird mit folgenden Beispielen illustriert:

- Schutzgebietsauswahl nach Vorkommen von **einmaligen Objekten** von besonderer Seltenheit oder Schönheit, die zwar „systematisch" über das ganze Land verstreut sein sollten („Reservatstheorie" aufbauend auf CONWENTZ 1904), aber die nur eine Anordnung von Einzelgebieten und kein System im oben definierten Sinn darstellen.
- **Unkoordinierte Vorschläge** und Auswahl überwiegend durch ehrenamtliche Akteure und daher Abhängigkeit von deren subjektivem Kenntnisstand: z.B. persönliche Vorlieben, zufällige Teilraumkenntnisse, Zeitgeschmack (1970er Jahre verstärkt Feuchtgebiete, 1980er Jahre verstärkt trockene Grünlandgebiete), oft aufgrund ausgeprägtem persönlichem Durchsetzungsvermögen einzelner Akteure.
- Prägung der Auswahl durch **externe Rahmenbedingungen**, z.B. Eigentums- und Besitzverhältnisse, Nutzungsrechte, jeweils aktueller „emotionaler Stellenwert" von Naturschutz in Raum und Zeit, behördliche Vollzugseigenarten und -defizite im Naturschutz.

Nach Übersichten von KAULE (1991), PLACHTER (1992) und ERZ (1994) ist zwar seit den 1960er Jahren allmählich die fachliche Systematisierung von Naturschutz vorangeschritten, es bestehen aber viele der „ad hoc"-Elemente bei der Auswahl von Vorrang- und Schutzgebieten weiter. Dieses ist maßgeblich darin begründet, daß im dichtbesiedelten und fast flächendeckend genutzten Mitteleuropa gegenüber Vorranggebieten des Naturschutzes besonders heftige Widerstände bestehen. Demnach ist die „ad hoc"-Auswahl von wirtschaftlich wertlosen Gebieten für die Praxis erfolgversprechender. Aus der „ad hoc"-Auswahl resultieren aber bedeutende Defizite, die erst nach Vergleich von den mit folgenden Teilkapitel dargestellten Methoden in vollem Umfang erkannt werden können.

1.3.3 Lineare Verfahren: Einzelbewertung und Auswahl nach Rangfolgen

Lineare Verfahren bedeuten, daß für ein zuvor definiertes Naturschutzziel „wertbestimmende Kriterien" abgeleitet werden und anhand dieser Kriterien die Gebiete in eine lineare Rangfolge vom wertvollsten zum wertlosesten Gebiet gebracht werden. Danach wird die Auswahl entsprechend der Rangfolge getroffen (z.B. GEHLBACH 1975, PRESSEY & NICHOLLS 1989a). Hierzu ist also eine Einzelbewertung jeden Gebietes erforderlich.

Während früher subjektive Einzelbewertungen vorherrschten, die einer „ad hoc"-Auswahl nahestehen, gibt es inzwischen gerade in Mitteleuropa eine kaum überschaubare Anzahl an nachvollziehbaren Methoden zur naturschutzfachlich sinnvollen Ermittlung gebietsbezogener Werte (Übersicht PLACHTER 1992, 1994, WIEGLEB 1997). Dabei herrschen aber oft sektorale Betrachtungen vor, beispielsweise die Reduktion der Gebietswerte nur für die Avifauna. Vor diesem Hintergrund bietet PLACHTER (1994) einen sinnvollen methodischen Rahmen für Bewertungsverfahren einzelner Gebiete an, dessen Schritte zum Verständnis der später im Kapitel 4.4 abgeleiteten Detailausführungen nachfolgend aufgeführt werden.

Tabelle 1: Vergleichende Übersicht bestehender Methoden zur Auswahl von Vorranggebieten.

	„ad hoc"-Auswahl	**Lineare Verfahren: Einzelbewertungen und Rangfolgen**	**Iterative (heuristische) Auswahlalgorithmen**	**Mathematisch optimierende Verfahren**
Begriffs-Prägung von:	PRESSEY (1990, 1994)	Eigene Zusammenfassung für viele ähnliche Verfahren	KIRKPATRICK (1983), MARGULES ET AL. (1988)	UNDERHILL (1994)
Grob-Charakteristik:	Subjektive und fachlich nicht transparente Auswahl von Vorranggebieten, z.B. durch regionale Experten, nach geringsten Widerständen oder nach Zufällen.	Gebiete werden einzeln nach festgelegten Kriterien bewertet und in eine Rangfolge gebracht.	Gebietsauswahl nach Kombination von Auswahlregeln, die bis zur Erreichung eines Repräsentanzzieles von Schutzgütern immer wieder verwendet werden und bei denen die ersten Auswahlergebnisse über die nachfolgende Auswahl mit entscheiden.	Berechnung mathematisch optimaler Flächenkonfigurationen (meist aufwendige theoretische Berechnungen).
Vergleichbare methodische Elemente:	Vermischung verschiedener methodischer Elemente, keine klare Methodik.	Verschiedene Vorgehensweisen verbreitet, methodischer Rahmen nach PLACHTER (1992, 1994):	Gleiche Prinzipien, die je nach Autor, Region und Anwendung unterschiedlich ausgefüllt werden.	
Schritt 1		Ableitung von Zielen: Attribute (= konkrete Schutzgüter)	Ableitung von Zielen: Attribute (= konkrete Schutzgüter), Ableitung eines Repräsentanzzieles für die Attribute	
Schritt 2		Festlegung von Bewertungsebenen	Festlegung einzelner Bewertungsregeln	Ermittlung von Rechenoperationen zur Sicherung der Repräsentanzziele auf der kleinstmöglichen Fläche.
Schritt 3		Ableitung wertbestimmender Kriterien		
Schritt 4		Normierung von Wertzuweisungsfunktionen für jedes Kriterium	Erstellung eines Algorithmus aus einzelnen Bewertungsregeln	
Schritt 5		Rangfolgen, Auswahl nach Rangfolge	Iterationen bis zum Repräsentanzziel	
Verbreitung der Methode	Weltweit, Schwerpunkt in Mitteleuropa.	Weltweit, Schwerpunkt in Mitteleuropa.	Schwerpunkte in Australien und Südafrika, in Mitteleuropa bislang vollständig fehlend.	
Folgerung für vorliegende Arbeit	Soll vermieden werden.	Vertiefte Prüfung und ggf. Weiterentwicklungen.	Vertiefte Prüfung (erstmals für Mitteleuropa) und Weiterentwicklungen.	Nicht praxisrelevant, wird hier nicht weiter behandelt.

Schritt 1: Ableitung der Naturschutzziele

Jede Gebietsbewertung kann nur hinsichtlich eines bestimmten Zieles erfolgen, das zuerst definiert werden muß. Leitbilder, zugehörige Mindest- oder Optimalzustände oder eine Mindestzahl auszuwählender Gebiete stellen mögliche Zielbestimmungen bereit. Für Artenschutz beispielsweise ist festzulegen, welche Arten „wertvoll" sind.

Schritt 2: Bewertungsebenen

Für jedes Schutzziel gibt es mehrere Bewertungsebenen. Diese werden zunächst gleichermaßen berücksichtigt, da sie sich nicht gegenseitig ersetzen lassen. Zum Beispiel sind im Tierartenschutz die Ebenen direkter Bewertung (Anwesenheit, Populationsgröße) und indirekter Bewertung (von der Zielart benötigte Raum- und Standorteigenschaften) als Attribute zu betrachten (vgl. Kapitel 2.2.2).

Schritt 3: Ableitung der wertbestimmenden Kriterien (= „Meßgrößen")
Zur Ermittlung des naturschutzfachlichen Wertes werden unter Berücksichtigung aller Bewertungsebenen für jedes Naturschutzziel fachlich sinnvolle, wertbestimmende Kriterien abgeleitet. Beispielsweise für Artenschutz können die „Anzahl der wertvollen Arten" und „die Populationsgröße einer wertvollen Art" im Gebiet als wertbestimmend begründet werden. Die konkrete Artenzahl und die Populationsgröße stellen dann die zugehörigen Ausprägungen der wertbestimmenden Kriterien dar.

Schritt 4: Regionale Normierung der Meßgrößen und Wertzuweisung
Zu jedem wertbestimmenden Kriterium wird eine Normierung vorgenommen, die eine regional angepaßte Bewertung dieser Meßgröße ermöglicht („Zustands-Wertigkeits-Relation", PLACHTER 1992, 1994): Als geeignet wird eine Transformation angesehen, die sich an der gesamtregionalen Häufigkeitsverteilung der Ausprägungen des wertbestimmenden Kriteriums orientiert. Der Mittelwert aus allen Ausprägungen (oder der Maximalwert) wird danach auf einen Wert normiert und zeigt dann eine regional durchschnittliche Wertigkeit (oder maximale Wertigkeit) des Gebietes an. Innerhalb der Region sind dann die Werte danach zwischen verschiedenen Gebieten und zwischen unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien vergleichbar.

Schritt 5: Wertzusammenführung und Gebietsauswahl
Jedes Gebiet erhält nach Schritt 4 zu jedem wertbestimmenden Kriterium einen konkreten Wert. Es erfolgt danach die eigentliche Gebietsauswahl vom wertvollsten zum wertlosesten Gebiet. Dabei können die Werte der einzelnen wertbestimmenden Kriterien gemittelt, addiert (gewichtet/ungewichtet), nach einer festgelegten Hierarchie betrachtet oder getrennt berücksichtigt werden. Das Auswahlergebnis ändert sich mit der Auswahlregel. Der genaue Auswahlvorgang ist daher für die jeweilige Aufgabenstellung sehr gut zu begründen.

1.3.4 Iterative Auswahlalgorithmen

Diese noch jungen Methoden werden seit den 1980er Jahren mit Aktualisierungen für großräumige Naturlandschaften Australiens, Neuseelands, Indonesiens, Südafrikas und Nordamerikas entwickelt und in der dortigen Flächenschutzpraxis angewendet. Die ersten Publikationen in der internationalen Literatur mit ausdrücklicher Nennung von Algorithmen zur Gebietsauswahl gehen auf KIRKPATRICK (1983) zurück, wobei vor allem in den 1980er Jahren viele Autoren Fragen nach dem Design einzelner Reservate in den Vordergrund vor systembezogene Ansätze stellten (z.B. HIGGS 1981, DIAMOND 1986, SIMBERLOFF 1994). Den Ausgangspunkt zu mehr systembezogenen Überlegungen bildeten Arbeiten verschiedener Arbeitsgruppen aus Australien (PRESSEY, KEITH, BEDWARD: New South Wales National Park Wildlife Service, MARGULES, NICHOLLS, FAITH, WALKER: CSIRO Division of Wildlife and Ecology, Canberra), die das Repräsentanz-Prinzip definierter Schutzgüter in einem merkmalskomplementären Vorrangflächensystem in den Vordergrund rückten (z.B. MARGULES ET AL. 1988, PRESSEY & NICHOLLS 1989a, BEDWARD ET AL. 1992, FAITH & WALKER 1996a, b, c). Für Nordeuropa und Großbritannien erschienen die ersten Arbeiten mit Auswahlalgorithmen mit kurzer zeitlicher Verzögerung (Großbritannien: RATCLIFFE 1994, Skandinavien: NILSON 1986, SAETERSDAL & BIRKS 1993, SAETERSDAL ET AL. 1993). Prüfungen, Anpassungen und Weiterentwicklungen der Methoden für die spezifischen Verhältnisse in Mitteleuropa fehlen aber bislang.

Auswahlalgorithmen sind Folgen von einzelnen naturschutzfachlich begründeten Auswahlregeln, die immer wieder (= iterativ) abgearbeitet werden, bis ein definiertes Auswahlziel erreicht ist. Jede Regel stellt eine Bewertung dar, die zur Auswahl eines oder mehrerer Gebiete führt. Werden durch eine Regel mehrere Gebiete gleich bewertet, folgt eine weitere Regel zur Differenzierung. Ziel ist es dabei, Gebiete derart auszuwählen, daß in einem meistens möglichst kleinen Vorranggebietssystem alle zuvor definierten Attribute (= konkrete Schutzgüter, z.B. Arten, Biotoptypen, Vegetationseinheiten, Standorte) in einer

festgelegten Mindesthäufigkeit (= Repräsentanzziel, -zahl) vorkommen. Nach der Auswahl des Gebietes mit der höchsten Priorität wird die Priorität der verbleibenden Gebiete neu berechnet, wobei diejenigen Attribute, die schon in der geforderten Häufigkeit erfaßt sind, nicht mehr berücksichtigt werden.
Das Grundprinzip des Auswahlzieles ist somit die **Repräsentanz** aller zuvor definierten Schutzgüter. Als Prinzip der zugehörigen Auswahl gilt die **Komplementarität**, indem die jeweils noch nicht durch vorangegangene Auswahl genügend berücksichtigten Schutzgüter höher gewichtet werden und Schutzgüter, die schon in der geforderten Mindestrepräsentanz vertreten sind, bei der weiteren Gebietsauswahl nicht mehr berücksichtigt werden (KIRKPATRICK 1983, MARGULES ET AL. 1988). Die Methoden werden daher auch als heuristische Auswahlalgorithmen bezeichnet (PRESSEY ET AL. 1993, 1997, BIBBY 1998) und unterscheiden sich damit grundlegend von linearen Verfahren.
Das ermittelte Flächensystem wird als Kern eines Vorranggebietssystems verstanden („core network", MARGULES ET AL. 1994a), das als **Mindestsystem zur fachliche Prioritätensetzung** und nicht als Ende der Flächenschutzbemühungen angesehen werden muß. Die Ergänzung des Vorranggebietssystemes mit weiteren Flächen ist erforderlich.

Die Auswahl von Gebieten mittels iterativer Algorithmen enthält folgende methodischen Schritte (nach MARGULES ET AL. 1988, 1994a, PRESSEY ET AL. 1993, PRESSEY & TULLY 1994, FREITAG ET AL. 1996, BIBBY 1998), die zum Vergleich mit linearen Verfahren und zum Verständnis der später in Kapitel 4.5 abgeleiteten Detailausführungen und Weiterentwicklungen nachfolgend aufgeführt werden.

Schritt 1: Ableitung der Naturschutzziele
Zunächst sind als Konkretisierung für allgemeine Naturschutzziele **Attribute (= konkrete Schutzgüter)** abzuleiten, die in einem Gebietssystem alle repräsentiert sein sollen. Dieses können Tierarten, Biotope oder Standortparameter sein.
Für jeden Algorithmus muß festgelegt werden, wie häufig Attribute in einem Gebietssystem repäsentiert sein sollen. Diese Mindestanzahl zum Vorhandensein der Attribute ist die einfachste Form der Festlegung eines **Repräsentanzzieles (= Repräsentanzniveau)**, die für die Methodentests und Weiterentwicklungen in vorliegender Arbeit ausreicht. Alternativ oder zusätzlich können auch andere Repräsentanzziele formuliert werden, z.B.:

- Ein Prozentanteil zum Vorkommen eines jeden Attributes im Vorranggebietssystem bezogen auf seine regionale Gesamtverbreitung (PRESSEY & TULLY 1994: Landschaftseinheiten in Neu Südwales, MARGULES ET AL. 1994b: Küstenwälder in Australien mit Baumgemeinschaften, Boden- und Klimaparameter als Attribute).
- Eine definierte Wahrscheinlichkeit für die Repräsentanz aller Attribute, wenn Stellvertreterattribute und Modelle herangezogen werden (MARGULES ET AL. 1994b: 95% Repräsentanzwahrscheinlichkeit für Vegetationseinheiten in Australien, Attribute sind stellvertretende Standortparameter).

Schritt 2: Einzelne Bewertungsregeln
Regeln sind die Einzelelemente von Auswahlalgorithmen. Jede Regel stellt eine eindeutige Anweisung zur Auswahl dar und muß naturschutzfachlich begründet sein.
Gängige Beispiele sind Seltenheitsregeln, z.B.: „Wähle das Gebiet mit der größten Anzahl noch nicht in Vorranggebieten repräsentierten Attribute bezogen auf die Zahl aller möglichen Attribute", wobei Seltenheit auf verschiedene Weisen definiert werden kann (vgl. PRESSEY & NICHOLLS 1989a, b, FREITAG ET AL. 1997, ausführlich Kapitel 4.4). Besonders verbreitet sind neben Seltenheitsregeln („rarity selections") solche Regeln, die Gebiete nach ihrer Attributvielfalt auswählen (Vielfaltsregeln, „greedy selections").

Schritt 3: Erstellung eines Algorithmus
Ein Algorithmus ist die Aufeinanderfolge von Regeln, wobei die erste Regel die Grundausrichtung bestimmt und nachfolgende Regeln bei Wahlgleichheit weiter differenzieren. Mit Kombination aus einzelnen Regeln sollen, bezogen auf das Naturschutzziel und normative Randbedingungen, fachlich

sinnvolle Algorithmen aufgestellt werden. Ein Algorithmus stellt somit in seiner Gesamtheit eine Regelkombination zur eindeutigen Auswahl von Gebieten dar. Innerhalb des Algorithmus müssen die Regeln derart formuliert werden, daß gemäß des Prinzips der Komplementarität zuvor ausgewählte Attribute beim jeweils nächsten Auswahlvorgang nachrangiger berücksichtigt werden.
Nicht alle Regeln sind an jeder Stelle eines Algorithmus fachlich sinnvoll: Einige Auswahlregeln (z.B. „Wähle das größte Gebiet") sind für einige Naturschutzziele nur zur Differenzierung an hinterer Position sinnvoll. Regelanweisungen wie „kürzeste Distanz zu bereits ausgewählten Gebieten" sind überhaupt erst ab der zweiten Stelle möglich. Die Kombination und Stellung der Regeln bestimmt maßgeblich die Gebietsauswahl und ist in der Methodenentwicklung daher von zentraler Bedeutung.

Schritt 4: Iterationen
Mit dem erstellten Algorithmus werden Vorranggebiete ausgewählt. Dabei wird nach Auswahl des ersten Gebietes nur auf dann noch nicht gewählte Gebiete zurückgegriffen (Rückwirkungen). Jeder Durchlauf des Algorithmus wird als Iteration bezeichnet. Bei Erreichung des Repräsentanzzieles endet die Auswahl mit dem Algorithmus.

Weite Anwendung in der Auswahl von Gebietssystemen fand ein Auswahlalgorithmus von MARGULES ET AL. (1988), der hier zur **beispielhaften Illustration** der Methode aufgeführt wird (z.B. COCKS & BAIRD 1989, PRESSEY & NICHOLLS 1989b, VANE-WRIGHT ET AL. 1991, REBELO & SIEGFRIED 1992, NICHOLLS & MARGULES 1993, CSUTI ET AL. 1997, PRESSEY ET AL. 1997). Dieser Algorithmus verwendet Seltenheit von Organismenarten, die hier die Attribute (= Schutzgüter) sind, als erstes Auswahlkriterium:
1. wähle das Gebiet mit der seltensten Art,
2. wenn es bei 1. eine Wahl gibt, wähle das Gebiet, das jetzt die meisten unterrepräsentierten Arten enthält (= Regelprinzip nach Vielfalt und Komplementarität),
3. wenn es bei 2. eine Wahl gibt, wähle das Gebiet mit der höchsten Artenzahl (Vielfalt),
4. wenn es bei 3. eine Wahl gibt, wähle das größte Gebiet (Raumprinzip),
5. fahre bei 1. fort, bis das Ziel einer dreifachen Repräsentanz jeder Art im Gebietssystem erreicht ist.

Gesamtziel vieler iterativer Methoden ist es, die maximale Biodiversität - symbolisiert durch Vorkommen von Tierarten, Standorten oder Pflanzengesellschaften - in einem Vorranggebietsnetz abzubilden. Die Summe der ausgewählten Gebiete wird dann „System" genannt, wenn sie in ihrer Gesamtheit alle Schutzgüter in einem Bezugsraum repräsentiert, wofür im Gegensatz zur Einzelgebietsbewertung die iterativen Algorithmen garantieren (MARGULES ET AL. 1988, VANE-WRIGHT ET AL. 1991, BEDWARD ET AL. 1992, REBELO & SIEGFRIED 1992, NICHOLLS & MARGULES 1993, LOMBARD ET AL. 1995, FREITAG ET AL. 1997, PRESSEY ET AL. 1997).
Die bestehenden Algorithmen unterscheiden sich unter Beibehaltung des Repräsentanz-Prinzips durch eine Vielzahl möglicher Regeln. Unter den Auswahlalgorithmen besteht außerhalb Mitteleuropas bereits eine große Variationsbreite. Die iterativen Methoden werden dort ständig weiterentwickelt, so daß z.B. unterschiedliche Kosten oder die Empfindlichkeit und Verletzlichkeit der Systeme mit berücksichtigt werden können (FAITH & WALKER 1996a, b). Für die Probleme mitteleuropäischer Landschaften wurden diese Methoden aber bislang nicht geprüft und weiterentwickelt.

1.3.5 Mathematisch optimierende Auswahlverfahren (Programming systems)

Als optimierende Auswahlverfahren („optimal methods") werden solche bezeichnet, die in jedem Falle eine im mathematischen Sinne optimale Lösung des Problems liefern: sie ermitteln die minimale Flächenkonfiguration, um definierte Naturschutzziele zu erfüllen.

Im Gegensatz dazu liefern die iterativen Auswahlalgorithmen nach MARGULES ET AL. (1988) nicht in jedem Fall eine auch mathematisch optimale Lösung (UNDERHILL 1994, CHURCH ET AL. 1996, CSUTI ET AL. 1997).

UNDERHILL (1994) führt eine optimale Lösung herbei, indem er das Problem als Minimierung einer Matrix-Rechnung formuliert, das mit Methoden des 'integer programming' gelöst werden kann. Er liefert allerdings kein Anwendungsbeispiel. CHURCH ET AL. (1996) formulieren das Problem als 'Maximum Covering Location Problem', dessen Lösung ebenfalls als Maximierungs- bzw. Minimierungsproblem einer Matrix-Rechnung beschrieben wird. Die Lösung erfolgt ebenfalls mit 'integer-linear programming systems'. Diese Methoden liefern nach einer aufwendigen Rechenoperation die optimale Flächenkonfiguration.

WILLIS ET AL. (1996) verglichen den iterativen Selektionsalgorithmus nach MARGULES ET AL. (1988) und NICHOLLS & MARGULES 1993 mit einem 'linear programming algorithm' mittels eines Datensatzes zur Kalkflora in Südafrika. Bei diesem Vergleich wählten alle Algorithmen die gleiche Anzahl an Gebieten, wenn auch in geringfügig anderer Konfiguration. Dies war allerdings auf den hohen Grad an Endemismus zurückzuführen, der zu einer zwangsläufigen Auswahl vieler Gebiete führte. Einen weiteren Vergleich von iterativen und 'linear programming' Methoden bieten CHURCH ET AL. (1996) mit einer Untersuchung über Schutzgebiete für 333 Wirbeltierarten in Californien. Auch hier liefern beide Methoden sehr ähnliche Ergebnisse. Zwar ist die 'linear programming' Methode zu Beginn der Selektion überlegen, doch beträgt der Unterschied maximal 2,6% der Arten, die vom iterativen Algorithmus nicht erfaßt werden.

Obwohl theoretisch die mathematisch optimierenden Verfahren eine etwas höhere Effizienz erreichen können, sind die Unterschiede sehr gering und in der Praxis wahrscheinlich nicht relevant. Zudem sind „programming systems" extrem aufwendig zu entwickeln und daher derzeit nicht für die Praxis anzuwenden. Daher werden diese Verfahren hier nicht weiter verfolgt.

1.4 Referenzbegriffe zur Auswahl von Gebietssystemen

1.4.1 Zielerfüllung

Als Zielerfüllung eines Gebietssystemes wird ausgehend von den methodischen Grundzügen der Algorithmen verstanden, daß alle definierten **Repräsentanzziele erfüllt** sind (alle Attributvorkommen und deren Repräsentanzniveaus).
Die Zielerfülung hängt damit von der Definition sinnvoller Repräsentanzzielen ab. Beispielsweise für Artenschutz ist zu begründen, wieviele Vorkommen jeder Art und ihres Habitates in dem regionalen Vorranggebietsnetz mindestens anzustreben sind: Bei einer nur einmaligen Repräsentanz eines Artvorkommens besteht ein besonders großes Risiko, daß die Art (zufällig) auf der dafür ausgewählten Fläche ausstirbt und regional ganz verschwindet. Daher ist als Sicherheit die mehrmalige Repräsentanz von Arten erforderlich, was durch die Theorie der Metapopulationen und nach Fallstudien für Populationsgefährdungsanalysen (PVA) gestützt wird (HANSKI 1996, POETHKE ET AL. 1996, HENLE & MÜHLENBERG 1996, PULLIAM 1996, REICH & GRIMM 1996, ROTHHAUPT 1997). Wie oft eine Tierart zur Sicherung ihres regionalen Überlebens tatsächlich in einem Gebietssystem vertreten sein soll, hängt danach entscheidend von ihrem möglichen Vorkommen in Metapopulationen, erforderlichen Mindestpopulationsgrößen und Habitatqualitäten ab. Für jede Tierart muß in Abhängigkeit von der aktuellen Situation ein eigenes Repräsentanzziel festgelegt werden. Die speziell dazu notwendige Grundlagenforschung kann durch die vorliegende Arbeit nicht geleistet werden und Literaturangaben liegen nur für wenige Organismen vor. Zur späteren Prüfung der Auswirkung verschiedener Repräsentanzziele reicht es in dieser Arbeit jedoch aus, daß die Auswahlergebnisse für ein-, zwei- und dreifache Repräsentanz, in einigen Anwendungen auch für vier- und fünffache Repräsentanz verwendet und verglichen werden.
Auch für abiotisch beeinflußte Ziele wie Biotopschutz und Prozeßschutz (ausführlich Kapitel 2) muß mit vorläufigen Annahmen gearbeitet werden und vereinfachend der Vergleich von ein-, zwei-, drei-, vier- und fünffacher Repräsentanz der jeweiligen Attribute verglichen werden. Für das Arbeitsziel, die Wirkung

verschiedener Repräsentanzziele und Methoden zur Erfüllung der Ziele zu prüfen und weiter zu entwickeln, reicht dieser Ansatz aus.

Weiterhin ist als Zielerfüllung begründbar, daß **nach Rangfolgebewertungen die wertvollsten Gebiete** im Vorranggebietsnetz vertreten sein müssen. So sollen beispielsweise für Tierartenschutz das größte Vorkommen (die zwei, drei, x größten Vorkommen) repräsentiert werden. Ob nur das höchstwertigste Gebiet oder noch weitere Gebiete (wenn ja, wieviele?) aufgenommen werden, muß wiederum genau begründet werden.

Die Zielerfüllung eines Vorranggebietssystemes wird demnach als Referenzbegriff wie folgt zusammengefaßt: Erfüllung eines definierten Repräsentanzzieles und Einbeziehung des (der) höchstwertig(st)en Gebiete. Bei Methodenvergleichen soll das für Algorithmen definierte Repräsentanzziel auch im Auswahlergebnis nach Rangfolgen erfüllt sein, und die nach Einzelgebietsbewertung „höchstwertigen" Gebiete sollen im Gebietssystem nach Algorithmenauswahl vertreten sein.

1.4.2 Effizienz: Gebietsanzahl und Fläche zur Zielerfüllung

Zur Prioritätensetzung soll auf kleinstmöglicher Fläche ein Mindestsystem ermittelt werden, das die Erfüllung der definierten Ziele sichert (z.B. MARGULES ET AL. 1988, 1994a, PRESSEY 1994). Je kleiner die Gebietszahl und Gebietsfläche zur Zielerfüllung ist, desto effektiver (= effizienter) ist die Gebietsauswahl. Anzahl und Fläche der ausgewählten Gebiete sind demnach ein Abbild der Effizienz.
PRESSEY & NICHOLLS (1989a) normieren zum Zwecke der Vergleichbarkeit von Auswahlergebnissen die Effizienz eines Gebietssystemes mit $E = 1 - (X/T)$. Dabei ist E die Effizienz, X die Anzahl oder Fläche der selektierten Gebiete, T die Anzahl oder Fläche aller zur Auswahl stehenden Gebiete. E erreicht Werte zwischen 0 und 1, wobei E zunimmt, wenn die Anzahl (Fläche) der benötigten Gebiete abnimmt.

Effizienz hat Folgen für die Akzeptanz und Umsetzbarkeit der Naturschutzplanungen: Die Ausweisung und Sicherung der Vorranggebiete steht im Konflikt mit anderen Nutzungsansprüchen und ist mit Einsatz und Aufwand verbunden. Doch stehen für Schutzgebietsausweisungen auf absehbare Zeit nur begrenzte Zeit-, Personal- und Finanzressourcen zur Verfügung (vgl. HAARMANN & PRETSCHER 1993, ERZ 1994). Der Aufwand steigt, wenn viele Gebiete gesichert werden müssen, also die Effizienz der Flächenauswahl gering ist. Eine hohe Gebietseffizienz des Naturschutzes erhöht demnach die Umsetzbarkeit der Ansprüche. Zugleich erhöht sich auch die Akzeptanz bei konkurrierenden Nutzern, da diese dann leichter auf andere, konfliktärmere Gebiete ausweichen können und die nachvollziehbar vorgetragenen Flächenprioritäten des Naturschutzes ein höheres Gewicht bei Verhandlungen erhalten. Daher ist eine hohe Effizienz von großem praktischen und taktischen Nutzen, wobei gleichzeitig die fachlichen Mindestziele definitionsgemäß erfüllt sein müssen. Mehrforderungen und Ergänzungen zum Mindestflächensystem sind nach wie vor wichtig, doch können mit hoher Effizienz leichter die für das Schutzziel prioritären Gebiete bestimmt und gesichert werden.
Da in dieser Arbeit ganze Gebiete selektiert werden sollen, wird vorrangig die Anzahl der Gebiete und nicht die Fläche zur Berechung der Effizienz herangezogen.

1.4.3 Flexibilität

Unter Flexibilität wird die Verschiedenheit der Art und Anordnung der Auswahlregeln, -methoden und damit der Gebiete verstanden, mit der gleiche Zielerfüllung erreicht wird (vgl. BIBBY 1998).
Eine hohe Flexibilität besteht dann, wenn nachvollziehbar viele unterschiedliche Lösungswege und Flächenkonfigurationen zur Zielerfüllung führen. Entsprechend bedeutet geringe Flexibilität, daß bei einer Methode nur eine oder wenige Lösungswege zur Zielerfüllung möglich sind. Ein Zahlenmaß für die

Flexibilität stellt demnach die Anzahl möglicher Lösungswege bei gleicher oder sehr ähnlicher Zielerfüllung, Effizienz und Nachvollziehbarkeit des Verfahrens und seines Ergebnisses dar.
Eine Flexibilität der Gebietsauswahl ist für die Praxis wichtig, da oft Gebiete aufgrund zwischenzeitlich anderweitiger Nutzungsansprüche oder Entscheidungen nicht für Naturschutzziele gesichert werden können und dann zur gleichen Zielerfüllung geeignete Alternativlösungen gesucht werden müssen.

1.4.4 Explizitheit

Explizitheit bedeutet die Wiederholbarkeit (Reproduzierbarkeit) der Auswahl mit dem gleichen Ergebnis durch unterschiedliche Anwender. Zugleich ist damit eine Transparenz (Nachvollziehbarkeit) der Auswahl für Fachleute (nicht aber in jedem Fall für Laien) gemeint, indem Willkürentscheidungen und Subjektivitäten vermieden werden. Eine unüberschaubare normative Komplexität, wie beispielsweise bei manchen Einzelgebietsbewertungen die Gewichtung und willkürliche Verknüpfung verschiedener Wertpunkte mit komplizierten Formeln (vgl. SCHERNER 1995), ist zu vermeiden. Explizitheit ist ein Referenzbegriff, der verbal ausgeführt werden muß. Er ist von praktischer Bedeutung, da nachvollziehbar dargelegte Auswahlergebnisse im allgemeinen besser akzeptiert und umgesetzt werden als undurchschaubare, subjektive oder willkürliche Auswahlergebnisse (vgl. PRESSEY 1990, 1994).

1.5 Verbreitete Defizite der Vorranggebietsauswahl

Eine Analyse der bislang nur auf einer „ad hoc"-Auswahl oder auf einer Einzelgebietsbewertung aufbauenden Vorranggebietsauswahl in **Mitteleuropa** verweist auf folgende Mängel (mit eigenen Ergänzungen zusammengestellt nach BLAB 1992, HAARMANN & PRETSCHER 1993, ERZ 1990, 1994, BROGGI 1996, RSU 1996, sowie nach internationalem Vergleich von z.B. MARGULES ET AL 1988, 1994a, PRESSEY 1990, 1994):

(1) Die Summe der isoliert ausgewählten Einzelgebiete ist durch **fehlenden Systemcharakter** gekennzeichnet: Es werden die „schutzwürdigsten", aber nicht immer die für eine Repräsentanz der Schutzgüter wichtigsten Flächen ausgewählt. Außerdem werden oft solche Gebiete gewählt, die unabhängig ihres naturschutzfachlichen Wertes wenige Widerstände anderer Landnutzer erwarten lassen. Auf Komplementarität der einzelnen Vorranggebiete zueinander und zur Bildung diesbezüglicher Systeme wurde in Mitteleuropa bislang keinen Wert gelegt (ERZ 1994). PRESSEY ET AL. (1993) und PRESSEY & TULLY (1994) sprechen von einem zu überwindenden Opportunismus bei der Schutzgebietsauswahl. Mit dem fehlenden Systemcharakter sind weitere Detaildefizite verbunden:
   - **fehlende Nachvollziehbarkeit** vor allem bei der „ad hoc"-Auswahl,
   - **fehlende Repräsentanz** der Schutzgüter nach „ad hoc"- und Rangfolgeauswahl: z.B. waren nach ERZ (1990) bestimmte Biotoptypen in den Schutzgebieten der alten Bundesrepublik Deutschland unter-, über- oder überhaupt nicht repräsentiert. Somit fehlt die auf die übergeordnete Raumebene bezogene Zielerfüllung.
   - **nicht ausreichende Flächengrößen** der Schutzgebiete (HAARMANN & PRETSCHER 1993, HORLITZ 1994), da Flächenansprüche von Tierarten und Prozessen kein Auswahlkriterium waren.
   - **ein räumlich-funktionaler Verbund fehlt** bislang oder bezieht sich nicht ausreichend auf die Ansprüche der Organismen (JEDICKE 1994, FRANK & BERGER 1996).
   - die **Effizienz ist oft unzureichend**, da gegenüber der Summe ausgewählter Gebiete eigentlich weniger Gebiete nötig wären, um die Mindestrepräsentanz von Attributen und der regionalen Biodiversität zu sichern.

(1) Es fehlt vielfach eine gleichmäßige **Datenerhebung über alle zur Auswahl stehenden Gebiete**. Demnach bildete eine Gebietsauswahl oftmals mehr die Datenlage als naturschutzfachliche Prioritäten ab. Eine gleichmäßige Datenerfassung für alle zu berücksichtigende Tiergruppen ist in der Praxis jedoch nicht immer zu leisten. Eine Extrapolation aktueller und künftiger Artvorkommen kann jedoch über Modellierungsschritte erfolgen (z.B. Habitatmodelle für Tierarten), wozu grundlegende Methoden bereits vorliegen (z.B. PEARSALL ET AL. 1986, WISSEL 1989, BRECKLE & REICHE 1996). Es besteht jedoch ein **Defizit in der spezifischen Erstellung von Habitatmodellen** und in ihrer **Verknüpfung mit Auswahlmethoden**.

(2) Die Flächenauswahl zu einem Gebietssystem muß angesichts möglicher anderweitiger Nutzungsansprüche gerade in Mitteleuropa eine große **Flexibilität** aufweisen, die derzeit ohne Verlust an Attributrepräsentanz nach den bisherigen Methoden der Gebietsauswahl nicht erfüllt wird. Wenn ein Gebiet des Systems anderweitig belegt wird, sollen mögliche Alternativen aufgezeigt werden können, mit denen gleichwertig die Naturschutzziele erfüllt werden. In diesem Zusammenhang sollen auch unersetzbare Gebiete klar begründet werden.

Die aufgezeigten Defizite wurden **außerhalb von Mitteleuropa** durch iterative Auswahlalgorithmen zu verkleinern versucht. Doch weisen auch iterative Auswahlalgorithmen Defizitbereiche auf, die zu ihrer Weiterentwicklung Anlaß geben:

- Alle Attribute werden bislang als gleich schützenswert betrachtet. Dies ist nicht in jedem Fall fachlich sinnvoll (WOINARSKI ET AL. 1996). Die Empfindlichkeit der Attribute (unterschiedliche Schutzbedürftigkeit) geht nicht in die Bewertung ein (FAITH & WALKER 1996b).
- Nur das komplette Schutzgebietssystem ist effizient. Wenn z.B. wegen Geldmangel nicht alle Gebiete geschützt werden können, ist der Ansatz nicht unbedingt erfolgversprechend (WOINARSKI ET AL. 1996). Kosten gehen nicht in die Auswahl ein (siehe jedoch FAITH & WALKER 1996a)
- Wichtige Kriterien (soziologische Kriterien) und die Verknüpfung von direkter mit indirekter Bewertung im Tierartenschutz, sowie eine Einbeziehung von Habitatmodellen fehlen bislang.

Für die über Einzelflächen hinausgehende Auswahl von „Vorranggebietssystemen" nach Repräsentanzkriterien bestehen in Mitteleuropa bislang nur wenige Ansätze, z.B. in der Auswahl und Bewertung von Biosphärenreservaten (ERDMANN 1996), FFH-Gebieten (SSYMANK 1995, RÖDIGER-VORWERK 1998) und Naturwaldarealen (SCHERZINGER 1996). Dafür wurden bislang jedoch keine iterativen Methoden herangezogen und der Systemcharakter ist bislang unvollständig.

Als **Folgerung** und **als Aufgabe vorliegender Arbeit** zur Minimierung aufgezeigter Defizite müssen für Mitteleuropa iterative Auswahlalgorithmen, mit denen ein effizienter Systemcharakter wahrscheinlich gut herstellbar ist, neu geprüft und weiterentwickelt werden. Zur möglichen Minimierung von ungleichen Datenlagen, besonders für Tierarten, sollen dabei Extrapolationsmethoden (hier: Habitatmodelle) beispielhaft einbezogen werden. Zugleich sind bestehende methodische Defizitbereiche von Einzelgebietsbewertungen zu verkleinern. Die Vor- und Nachteile dieser Methoden müssen in Modelltests für die Weiterentwicklung von Auswahlmethoden für Gebietssysteme herausgearbeitet werden.
Eine „ad hoc"-Auswahl soll hingegen nicht mehr stattfinden, da sie zu genannten Defiziten führt. Ihre Ergebnisse sollen in den Methodentests des Kapitels 4 nur als Vergleich herangezogen werden.

1.6 *Modellregion „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig"*

1.6.1 Abgrenzung und Eignung

Am Beispiel einer Modellregion „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig" sollen die bislang allgemeinen Auswahlmethoden und Ansprüche für Vorranggebietssysteme geprüft, methodisch weiterentwickelt, sowie die Defizite bisheriger Auswahlverfahren minimiert werden.

Die Modellregion **„Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig"** wird wie folgt definiert:

- Als **„Südraum Leipzig"** wird die Region zwischen Leipzig, Zeitz, Altenburg und Bad Lausick im mitteldeutschen Braunkohlerevier verstanden. Der größte Teil gehört zu Sachsen; der Landkreis Zeitz (westlicher Teil der Region) zu Sachsen-Anhalt, der Kreis Altenburg (südlichster Teil der Region) zu Thüringen (Abbildung 3). Dieser Raum liegt vollständig innerhalb des Naturraumes „Leipziger (Tief)Land" (BERNHARDT 1986). Eine Auftrennung dieser Region nach verwaltungspolitischen Einheiten der Länder soll unterbleiben, da die Region einen Naturraum mit sehr ähnlichen Bedingungen darstellt. Der „Südraum Leipzig" ist ein nach außen abgrenzbarer Raum mit eigenen landschaftsökologischen und soziologischen Bedingungen. Es ist ein inzwischen eingeführter Regionsbegriff (HÖNSCH 1992, HEß ET AL. 1994, RING 1997).
- Unter **Bergbaufolgelandschaft** wird darin die gesamte durch Braunkohlentagebau verritzte Landschaft verstanden, die unrekultivierte Sanierungsgebiete, rekultivierte Sanierungsgebiete und unrekultivierte oder rekultivierte Altbergbaugebiete umfaßt. Im Gegensatz dazu werden von Sanierungsgesellschaften nur die sanierten, gestalteten und rekultivierten ehemaligen Bergbaugebiete als Bergbaufolgelandschaften bezeichnet (LMBV 1996). Der hier erweiterte Blickwinkel ist erforderlich, da gerade die unrekultivierten und noch nicht gestalteten Bergbaugebiete eine große Naturschutzbedeutung tragen und sie die wesentlichen Planungsobjekte sind. In der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig sind verschiedene Lebensraumtypen möglich, so daß hier keine falsche Einschränkung des Regionsbegriffes nur auf einzelne Lebensraumtypen erfolgt.

Mit der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig ist eine Landschaft neu entstanden, die für die modellhafte Prüfung und Entwicklung von Auswahlmethoden für Vorranggebietssysteme **besonders geeignet** ist:

- Bestehende allgemeine Naturschutzziele können angesichts einer vielfältigen Naturschutzbedeutung der Bergbaufolgelandschaften (siehe unten) hier gut geprüft und speziell für die regionale Eigenart konkretisiert werden. Daraus können wiederum übertragbare Methoden abgeleitet und bestehende Ansätze der Zielbestimmung verfeinert werden.
- Die zuvor allgemein herausgearbeiteten Ansprüche und die gegenwärtigen Defizite einer Auswahl von Vorranggebietssystemen gelten hier in vollem Umfang.
- Die Landschaft wird gegenwärtig umfassend und systematisch neu geplant. Methoden zur Auswahl von Vorranggebietssystemen, gerade die in Mitteleuropa noch nicht angewendeten iterativen Auswahlalgorithmen, können daher hier besonders gut und modellhaft eingebracht werden.
- Angesichts anderweitiger konkurrierender Ansprüche an die gleiche Landschaft (Land- und Forstwirtschaft, Erholungsnutzungen) und unterschiedlicher zeitlicher Verfügbarkeit der Flächen ist die Dynamik der Planung mit möglichen Abänderungen relativ hoch. Dieses stellt einen Fall dar, an dem modellhaft die Flexibilität einer Gebietsauswahl für die gleiche Zielerfüllung einbezogen und daraus übertragbare Lösungswege auch für weniger dynamische Planungsräume aufgezeigt werden können.

Über den Modellfall hinaus bestehen **speziell für Bergbaufolgelandschaften im Südraum Leipzig** fünf Motivationen, fachlich optimale Lösungen eines Systemes von Vorrangflächen anzustreben:

(1) Die Bergbaufolgelandschaft soll in aktuelle landesweite Schutzgebietsprogramme und Biotopverbundsysteme integriert werden. Erst durch die noch großen ungenutzten Flächenpotentiale

der Bergbaufolgelandschaft können politisch unterstützte Mindestflächenanteile für Naturschutz von 10-15% an der gesamten Landesfläche realisiert werden (RSU 1996, KOECK 1998a, b).

(2) Landesweite Naturschutzziele wie Prozeßschutz oder Erhaltung bestimmter Offenlandarten (z.B. Brachpieper, Wechselkröte) können in erfolgversprechendem Umfang überhaupt nur in Bergbaufolgelandschaften verwirklicht werden.

(3) Zur Zeit bestehen in gewissem Umfang noch Planungsalternativen und Handlungsoptionen.

(4) Die wenigen vorhandenen Schutzgebiete in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig sind fast ausschließlich Feuchtgebiete, sie sind demnach nicht repräsentativ für alle relevanten Schutzgüter. Es besteht darüber hinaus Unsicherheit, ob die derzeit von Planungsträgern „ad hoc" vorgesehenen Vorranggebiete zur Erreichung der Naturschutzziele ausreichen. Das regionale Gebietssystem muß dringend geprüft, sowie neu ermittelt werden.

(5) Die begrenzten Ressourcen für Schutzgebietsausweisung und Naturschutzmaßnahmen müssen angesichts vieler theoretisch möglicher Vorrangflächen gebündelt werden. Deshalb ist eine Prioritätensetzung im Sinne einer effektiven Vorrangflächenauswahl dringend erforderlich.

1.6.2 Stand der Wissenschaft zu Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften

Zu Naturschutzaspekten in Braunkohlenfolgelandschaften liegen einige grundlegende Kenntnisse bereits vor: Für die westdeutschen Bergbaufolgelandschaften im **Rheinischen Revier** finden bereits seit den 1960er Jahren detaillierte Rekultivierungs- und Renaturierungsplanungen statt, die zunächst Aspekte des Landschaftsbildes, der Begrünung und Nutzeransprüche aus Land- und Forstwirtschaft betonten (Übersicht PFLUG 1998); Naturschutz erlangte erst sekundär meist auf bereits gestalteten Flächen Bedeutung (DWORSCHAK 1997). Die ökologische Forschungen hatten meist den Ablauf der Sukzession zum Thema (z.B. BAUER 1970, WOLF 1985), ohne daß größere Sukzessionsgebiete gezielt für den Naturschutz bereitgestellt wurden.

Für die um 1990 aufgelassenen **ostdeutschen Tagebaue** im mitteldeutschen Revier und in der Lausitz ergibt sich die andersartige Situation, daß plötzlich und in großem Umfang Brachflächen anfielen, die nicht schnell rekultiviert werden konnten. Eine hohe Bedeutung solcher ungestalteten Gebiete für Naturschutz ist mit Beispielen belegt, und angesichts der großen Flächen erlangt hier der Naturschutz eine enorme Dimension (regionsübergreifend PFLUG 1998; Lausitzer Revier: PIETSCH 1965, 1998a, MÖCKEL 1993, DONATH 1994, JENTSCH 1994, BLUMRICH ET AL. 1995, KATZUR 1997; Bitterfelder Revier: GEIßLER-STROBEL ET AL. 1997, 1998, MEYER & GROßE 1997, Südraum Leipzig: ALTMOOS ET AL. 1997, DURKA ET AL. 1997a, 1999). Für diese Landschaften werden eigene Handlungskonzepte für Naturschutz benötigt: Die Sanierung schreitet zunehmend voran und die noch große Chance für Naturschutz soll genutzt werden, indem dieser rechtzeitig in die Landschaftsplanung eingebunden wird.

Daher befaßt sich im **Lausitzer Revier** das BMBF-Verbundvorhaben der Universität Cottbus „LENAB" („Leitbilder für naturnahe Bereiche") seit 1995 vor allem mit Sukzessionsabläufen und mit einer diskursiven Leitbildentwicklung (BRÖRING ET AL. 1995, WIEGLEB 1996). Grundlagen und erste Ableitungen für Flächenansprüche wurden zuvor durch FIB (1996) und KATZUR (1997) erarbeitet.

Für Bereiche des **mitteldeutschen Revieres außerhalb des Südraumes Leipzig** erfolgt seit 1996 die Erfassung verschiedener Standorte („Physiotope", GOJ & FROTSCHER 1998), Biotope, sowie Pflanzen- und Tiergruppen, verbunden mit einer Vorranggebietsauswahl nach „ad hoc"- und Einzelbewertungen durch den „Forschungsverbund Braunkohlentagebaufolgelandschaften Mitteldeutschlands (FBM)" (KÖCK 1998a, b).

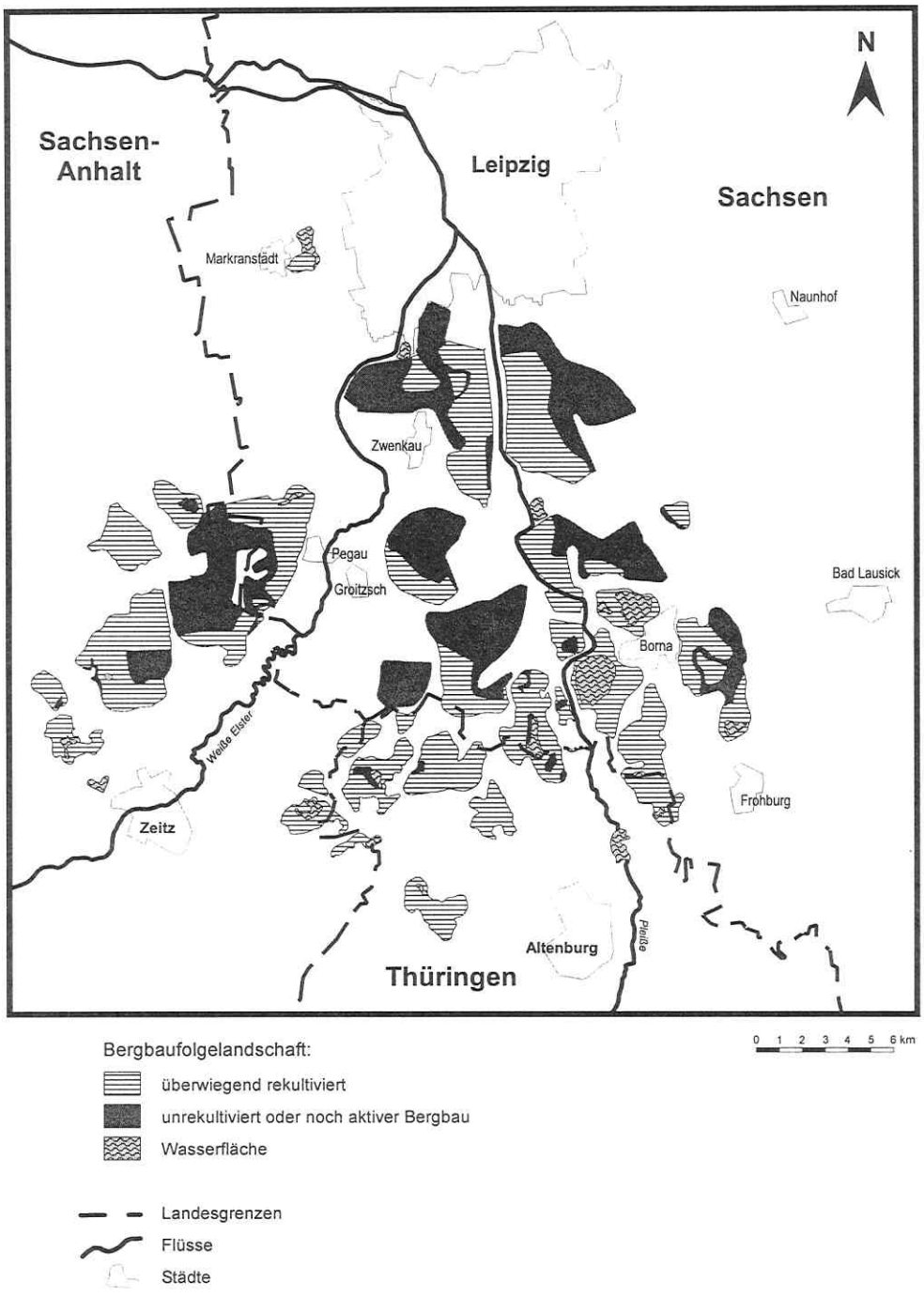


Abbildung 3: Lage und Abgrenzung der Modellregion "Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig".

Übersicht nach Angaben von LMBV (1996) und BERKNER (1998).

Während aus bisherigen Ergebnissen auf den Südraum Leipzig teilübertragbare Erkenntnisse zu Organismenvorkommen, Sukzessionen und grundlegenden Leitbildern gewonnen werden können, fehlen weiterhin **Zielkonkretisierungen** und **geeignete Methoden zur Vorranggebietsauswahl**, um ein fachlich optimales Gebietssystem zu etablieren. Deshalb ist die Entwicklung von Methoden zur Auswahl von Vorranggebietssystemen mit allen zugehörigen Arbeitsschritten (z.B. Zielkonkretisierungen, Habitatmodelle) ein anhaltend wichtiger und noch nicht verfolgter Forschungsschwerpunkt, der über Verallgemeinerungen hinaus speziell für den Südraum Leipzig dort vorhandene Kenntnislücken schließen soll.

Für die Region **Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig** werden bis jetzt 85 Arbeiten zu Naturschutzstrategien und zu Organismengruppen belegt (Anhang „Regionale Bibliographie"). Die Arbeiten umfassen meist nur einzelne Vorkommens- und Verbreitungsangaben zu Organismengruppen, die in meist ehrenamtlicher Arbeit regionaler Akteure zu wenigen Tagebauen gewonnen wurden.
Einige umfassende Arbeiten lagen vor der Durchführung eigener Untersuchungen nur zu Vegetation und Vögeln vor (z.B. BEER 1964, 1984, DORSCH & DORSCH 1989, ARNOLD & FRIELING 1990, KÖHLER 1990, GUTTE 1993, 1995, STUFA 1995), weiter einige Arbeiten speziell zu Orchideen (STRUMPF & SYKORA 1993, STRELLER 1994, HEYDE 1996), Heuschrecken (POLLER & HÖSER 1993, KLAUS 1995a, MATZKE 1995), Libellen (UNRUH 1988, JUNGMANN & SYKORA 1990, 1993a, MAUERSBERGER 1993, KLAUS 1998), Laufkäfer (ARNDT & PELLMANN 1997, DURKA ET AL. 1997b, FBM 1998) und Amphibien (z.B. SCHMIDT 1990, SCHAD 1996). Andere Organismengruppen (z.B. Tagfalter JUNGMANN & SYKORA 1993b) und besonders limnische Lebensräume sind nur mit wenigen Arbeiten untersucht (z.B. Biologie der Restseen: SCHEFFEL & SCHEITHAUER 1967, JACOB ET AL. 1983).
Studienobjekt im Südraum Leipzig waren ebenfalls die ablaufende Sukzession, die anhand der Vegetation (GUTTE 1995, TISCHEW 1996) und in Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Rekultivierungen anhand der Bodenfauna untersucht wurde (BRÜNING ET AL. 1965, DUNGER 1968, ZERLING 1990, VOGEL & DUNGER 1991). Aus diesen Arbeiten können Hinweise zu naturschutzrelevanten natürlichen Entwicklungen abgeleitet werden. Doch nur wenige Arbeiten gaben erste Ansätze zu möglichen Naturschutzstrategien und dieses nur in sehr allgemeiner Form (LEGLER 1983, MOEWES & BÜTTNER 1991, STRELLER 1997).

Nur drei Gebiete wurden über längere Zeit und bezüglich mehrerer Organismengruppen umfassend untersucht: die Halde Trages (DARMER 1953, KIRMSE 1955, BER 1955, 1964, 1984, zusätzlich eigene Untersuchungen: ALTMOOS & DURKA 1996, DURKA ET AL. 1997a, b), der Tagebaubereich Bockwitz (GLOWKA 1995, BELLMANN 1996, LAUSCH & BELLMANN 1997, KRUG ET AL. 1997, zusätzlich eigene Untersuchungen: DURKA ET AL. 1997a, b) und das Restloch Zechau (z.B. SYKORA 1985, HÖSER 1990, JUNGMANN & SYKORA 1990, 1993a, b, THOMAS 1991, KRUMMSDORF ET AL. 1998). Extrapolationen für andere Gebiete sind möglich, aber bislang nicht durchgeführt.
Daten zu vielen Tagebauen und zu indikatorisch bedeutsamen Organismengruppen (z.B. Wildbienen, Käfer außer Laufkäfer, Limnofauna) fehlen in der Region noch und die bestehende Datengrundlage ist heterogen. Eine solche ungleichmäßige Datenlage ist jedoch typisch für viele Regionen (PLACHTER 1992, ERZ 1994, ALTMOOS 1997) und schmälert damit nicht die Modelleignung dieser Region.

Vor diesem Hintergrund werden hier unter Einbeziehung vorhandener Daten und weiteren regionalen Expertenwissens (NATURFÖRDERUNGSGESELLSCHAFT „ÖKOLOGISCHE STATION" BORNA-BIRKENHAIN, unveröffentlicht) erstmals die spezifische Naturschutzeignung und detaillierte Naturschutzkonzepte für die ganze Region des Südraumes Leipzig erarbeitet, wobei zielgerichtete eigene Datenerhebungen erfolgten (Kapitel 3 und Kapitel 4.1).
Erste eigene Ansätze zur regionsspezifischen grundsätzlichen Naturschutzeignung, erste Übersichten zur Verbreitung und zu Ansprüchen ausgewählter Tier- und Pflanzengruppen (Gefäßpflanzen, Brutvögel, Amphibien, Tagfalter, Libellen, Heuschrecken, Laufkäfer) und zu möglichen Handlungskonzepten wurden bereits vorab publiziert (ALTMOOS ET AL. 1997, DURKA & ALTMOOS 1997, DURKA ET AL. 1997a, b,

ALTMOOS & DURKA 1998). Die bereits publizierten Arbeiten werden nur dann kurz wiederholt, sofern sie für das Verständnis in vorliegender Arbeit wichtig sind. Alle folgenden Ausführungen stellen damit die Erweiterungen, Neuerungen und Spezifizierungen dieser Arbeit dar.

1.6.3 Landschaftsökologische Eigenarten

Zum Verständnis der spezifischen Eigenarten der Modellregion werden im folgenden die wichtigsten landschaftsökologischen Charakteristika herausgearbeitet. Daran knüpft die Ableitung der regionsspezifischen Naturschutzbedeutung an, die wiederum Grundlage der Zielkonkretisierung ist.

Die **Geologie** im Südraum Leipzig wird durch pleistozäne Flußsedimente, im Untergrund die Braunkohle und im westlichen Teilraum (Tagebaubereich Profen) von Lößauflagerungen geprägt (zusammengefaßt nach BERKNER 1989, HILDMANN 1998, WÜNSCHE ET AL. 1998). Die im Südraum Leipzig geförderte Braunkohle stammt aus dem Eozän. Sie liegt in Form des Sächsisch-Thüringischen Unterflözes und des Bornaer Hauptflözes vor. Zwischen diesen Flözen liegt das ca. 8 m mächtige sogenannte Zwischenmittel aus Tonen und Sanden. Die Flöze sind überlagert von den Böhlener Schichten, einer bis zu 30 m mächtigen oligozänen Schicht aus braunen und grauen pyrit-haltigen Sanden, in die eine Schlufflage mit Kalksandstein- und Phosphoritknollen eingelagert ist.
Die geologischen Schichten fallen leicht nach Norden ein, so daß die Flöze jeweils im Süden nahe an die Oberfläche kommen und im Norden tief abtauchen. Im Norden von Leipzig steht über den oligozänen Sanden das Bitterfelder Flöz an. Die Generalneigung der Sedimentfolgen erklärt auch den historischen Verlauf der Tagebautätigkeit, der von Süden (Altenburg-Zeitzer Revier) nach Norden (Bornaer Revier bis Leipzig) voranschritt, wobei die Tiefe der Tagebaue bis auf ca. 60 m unter Flur (Peres, Zwenkau, Espenhain) betrug.

Die als Abraum anfallenden quartären und tertiären Deckgebirgsmassen unterscheiden sich grundsätzlich stark in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften, welche die Eignung als **Substrat (Boden)** für den Pflanzenstandort bestimmt (WÜNSCHE ET AL. 1998).

- Quartäre sandige Substrate (Flußschotter, Schmelzwasser-, Tal- und Beckensande) verfügen über eine geringe Sorptions- und Wasserkapazität. Mit zunehmendem Anteil feiner Fraktionen ist eine Verbesserung des bodenphysikalischen Zustandes und der Nährstoffnachlieferung zu verzeichnen.
- Quartäre bindige Substrate (Auenlehm, Löß, Sandlöß und Geschiebelehm) sind durch einen Tonmineralanteil sorptionsstark und verfügen über Nährstoffreserven. In Abhängigkeit vom Carbonatgehalt liegen vorwiegend günstige Reaktions- und Basensättigungsverhältnisse vor.
- Tertiäre Sande besitzen ähnliche physikalische Eigenschaften wie quartäre Sande, jedoch führt der Anteil an Sulfid und Disulfid (FeS_2) z.B. in den Böhlener Schichten über ein hohes Säurepotential zu extrem saurer Bodenreaktion.
- Tertiäre Schluffe und Tone haben geringere Nährstoffausstattung als quartäre Substrate. Auch hier führen Schwefelbeimengungen zu stark sauren Substraten. Kohlebeimengungen in den tertiären Substraten führen zu einer Erhöhung des Sortpionsvermögens und der Wasserkapazität.

In weiten Teilen der Bergbaufolgelandschaft wird als typisches Substrat der Kippen und Halden ein heterogen abgelagertes, tertiäres, nährstoffarmes, z.T. stark saures Mischsubstrat (Sand, Schluff, Kies) angetroffen. Lokale Ausnahmen sind reine Sand-, Ton- oder Kiesschüttungen und quartäre Substrate.

Grundsätzlich war eine Wiederurbarmachung der Kippenstandorte vorgesehen. Dazu wurden die Kippen mit einem Kulturbodenauftrag aus hochwertigen Abraumsubstraten, idealerweise dem quartären Deckgebirge, versehen. Wo dieses nicht möglich war, weil die wertvollsten quartären Schichten verkippt worden waren, wurde eine Grundmelioration (Kalkung, Asche, mineralische Volldüngung) durchgeführt (BRÜNING ET AL. 1965, ZERLING 1987, 1990, ABO-RADY & WEISE 1995). So sind vor 1990

landwirtschaftlich rekultivierte Bereiche auf Bergbauflächen entstanden, die heute für Naturschutz meist nicht relevant sind.

Die Böden der Kippen und Halden stehen wegen ihres geringen Alters am Anfang der **Bodenentwicklung** (WÜNSCHE ET AL. 1998). Das Initialstadium nach der Schüttung sind die Kipp-Rohböden ohne Horizontdifferenzierung. Sie sind kaum verwittert und zeigen geringe biologische Aktivität. Sobald ein deutlich erkennbarer Humushorizont ausgebildet ist, können auf kalkfreien Substraten Kipp-Ranker und auf kalkhaltigem Substrat Kipp-Rendzinen differenziert werden. Unter Einfluß von Staunässe oder bei hohem Grundwasserstand entwickeln sich Kipp-Staugleye und Kipp-Gleye. Die Standorte, auf denen spontane Sukzession zugelassen wurde und die dadurch die aktuelle Naturschutzbedeutung bewirken, bestehen im wesentlichen aus Substraten, die nicht für eine ackerbauliche Nutzung geeignet sind.
Die Bodenbildung ist ein entscheidender Prozeß, welcher die Vegetationsentwicklung sowie die Art und Geschwindigkeit der Gesamtentwicklung in Bergbaufolgelandschaften steuert. Mit der Pedogenese geht eine spezifische Sukzession der Bodenfauna einher, welche die Bodenentwicklung der Fläche wesentlich prägt (DUNGER 1989, 1990). Im Besiedlungsverlauf dominieren zunächst Springschwänze (Collembola) und Milben (Acari), die dabei eine deutliche Stadiengliederung erkennen lassen (HERMOSILLA 1980, AUE 1989, DUNGER 1989, ZERLING 1990). Einige dieser Arten sind zur Indikation der sich im Verlauf des Bodenbildungsprozesses wandelnden Umweltverhältnisse geeignet (DUNGER 1995). Nach ca. 20 Jahren werden kaum noch wesentliche Veränderungen innerhalb der Kleinarthropodengemeinschaften festgestellt (ZERLING 1990).
Die regional-klimatische Prägung, die Lagebeziehungen der Halden und die Vegetationsentwicklung beeinflussen entscheidend die Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse in der sukzessiven Besiedlung von Halden, exemplarisch von VOGEL & DUNGER (1991) nachgewiesen an Laufkäfern (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphylinidae). Auf sauren, tertiären Halden erweist sich die Besiedlung und damit die gesamte Bodenbildung als deutlich gehemmt.

Im Zuge der Tagebauwirtschaft entstehen **neue Reliefformen** (Abbildung 4): Im Verlaufe der Auskohlung eines Kohlefeldes wird zunächst aus dem abgebaggerten Abraum eine Halde auf unverritztem Gelände ('Außenhalde') meist in der Form eines Tafelberges aufgeschüttet (z.B. Halde Phoenix, Halde Trages). Sobald ein Teil der Kohle gewonnen wurde, wird bei Vortrieb des Tagebaues anfallender Abraum in das Restloch verkippt, es entstehen Kippen. Dabei werden je nach Höhe zur umgebenden Flur Unterflurkippen, Flurkippen oder Hochkippen unterschieden. Nach der Auskohlung verbleibt das Restloch, das durch Grundwasseraufstieg oder Wassereinleitung zum Restlochsee wird. Durch den Tagebau werden also in die wenig gegliederte Landschaft neue Elemente eingebracht, die wiederum eine Fülle von Kleinstandorten enthalten (vgl. BERKNER 1998).
Die Abraumtechnologie hat entscheidenden Einfluß auf die Reliefformen und Standorte in der Bergbaufolgelandschaft. Die an Gerätedimensionen und nicht an geologischen Schichtdicken orientierten Schnittiefen führen zur Vermischung verschiedener geologischer Schichten und zu heterogenen Substraten. Die Ablagerung des Abraumes mit Zug, Band, Absetzer oder Abraumförderbrücke erfolgt in der Regel in horizontal-parallelen Streifen. Wechsel in der Geologie führen so zu Substratwechseln in Streifen. Durch die Schüttung entstehen Schüttkegel oder Schüttrippen. Je nach Höhe bleiben diese unterschiedlich lange bestehen und prägen so das Landschaftsbild. Durch die relativ große Rückbreite sind die Schüttrippen von Abraumförderbrücken besonders hoch und somit beständig, Absetzerkippen haben wegen geringerer Schütthöhe dagegen keine ausgeprägte Vertikal-Struktur.

Insbesondere auf den von Schüttrippen geprägten Kippen und Halden entsteht durch Reliefunterschiede auf engem Raum ein kleinräumiges **Standortmosaik**, das die Voraussetzung für vielgestaltige und miteinander verflochtene Biotope bildet. Vor allem durch diese Formen wird die spätere Etablierung vieler verschiedenartiger Biozönosen auf engem Raum gefördert.
Die vertikale Struktur der Schüttrippen hat durch Gradienten im Wasserangebot, Bodenchemie und Diasporeneintrag großen Einfluß auf die nachfolgende Besiedlung. Die Senken haben durch

Wassereinspülung ein höheres Wasserangebot, durch das erhöhte Wasserangebot kann die Auswaschung von Mineralsäuren aus dem Boden sehr viel schneller ablaufen als auf den Rippen. So fanden DURKA ET AL. (1997a) auf der Halde Trages Unterschiede im pH-Wert von bis zu vier pH-Einheiten zwischen Rippen und Senken (Extremwerte: Auf Rippen ein Boden-pH von 3,5 und in nur 5m Entfernung in den Senken ein Boden-pH von 7,3 bei gleichem Substrattyp). Das abgespülte Wasser bringt Bodenfeinmaterial mit, so daß vor allem auf armen Substraten eine Verbesserung des Nährstoffangebotes in den Senken zu erwarten ist. Angeflogene Samen sammeln sich ebenfalls in den Senken und führen bevorzugt hier zur Etablierung. Die aufgeführten Prozesse bedingen eine große räumliche Heterogenität in der pflanzlichen und tierischen Besiedlung.

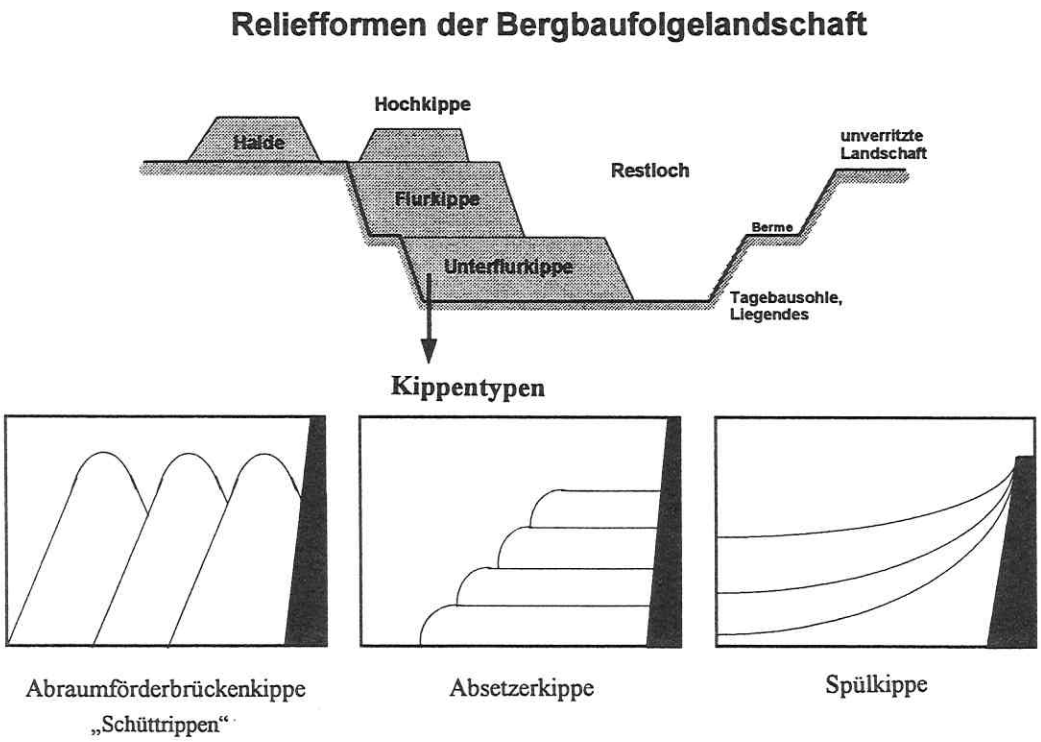


Abbildung 4: Schema typischer Reliefformen und Kippentypen der Bergbaufolgelandschaft.

Zeichnung aus DURKA ET AL. (1997a), verändert.

In Abhängigkeit von Relief, Standort und Sukzessionsstadium können viele verschiedene **Lebensraumbereiche und Biotoptypen** entstehen (z.B. oligo- bzw. mesotrophe Stillgewässer, Ufersäume, Röhrichte, vegetationsarme Rohbodenflächen, Binnendünen, Magerrasen, lichte Vorwälder). Zahlreiche standortabhängige Singularitäten (z.B. Kalkflächen, Quellaustritte, kleine Fließgewässer) ergänzen das vielfältige Biotoptypenspektrum. Komplexe Standortmosaike entstehen sowohl kleinräumig, insbesondere in den Schüttrippenbereichen, als auch in größerem Maßstab, z.B. aus der Zonation von Restlochsee und terrestrischen Sukzessionsbereichen. Im Südraum Leipzig ist darüber hinaus durch die große Zahl eng benachbarter Tagebaue eine komplexe, durch den Bergbau geprägte Landschaft entstanden.

Mit der Biotopentwicklung geht die pflanzliche und zoologische **Sukzession** einher. Zahlreiche Beschreibungen aus Bergbaufolgelandschaften vermitteln standortabhängig verschiedenartige Abfolgen (z.B. WOLF 1985, WIEDEMANN & BLASCHKE 1990, FIB 1996, TISCHEW 1996, DURKA ET AL. 1997a, b). Verschiedene Biotoptypen diverser Sukzessionsstadien können bei räumlich differenzierten Standortbedingungen nebeneinander auftreten. Diese raum-zeitliche Heterogenität wird durch bergbaubedingte Phänomene erhöht, indem nach Setzungsfließen und Erosion auf Teilflächen immer wieder von neuem eine Primärsukzession beginnt.

Charakteristika der unterschiedlichen Lebensraumbereiche können nach DONATH (1990, 1994), MÖCKEL (1993), JENTSCH (1994) und eigenen Untersuchungen (DURKA ET AL. 1997a) wie folgt zusammengefaßt werden:

- Extreme hydrochemische Bedingungen im **Wasserkörper** (niedriger pH-Wert und Nährstoffarmut, vor allem im Lausitzer Revier) verzögern die Ansiedlung von Organismen. Neben größeren Wasserflächen ("Restseen") bilden sich sekundär in Senken tümpelartige Kleingewässer, die sowohl permanent als auch temporär sein können.
- Dadurch bleiben offene Uferbereiche, die an anderen Gewässern selten sind, oft langfristig erhalten. Im **Uferbereich** besteht infolge aufsteigenden Wassers (aktive und passive Flutungen) eine hohe Dynamik. Zudem entstehen durch Abbrüche oft Steilwände und die Ufer unterliegen einem raschen morphologischen Wandel.
- Nährstoffarme Standortverhältnisse verzögern auch die Sukzessionsentwicklung im **terrestrischen Bereich**. So verbleibt innerhalb der Sukzession relativ lang (ca. 10 - 25 Jahre) ein Zustand lückiger, trockenrasenartiger Biotoptypen, bevor sie über Staudenfluren weiter zu Busch- und Vorwaldstadien und schließlich hin zum Wald verläuft. Charakteristisch ist das Nebeneinander unterschiedlicher Standorte (nährstoffarme, höhergelegene Flächen neben eutrophen Senkenbereichen), ein Habitatmosaik unterschiedlicher Biotope und Sukzessionstadien, das besonders ausgeprägt in Schüttrippenbereichen vorkommt. Auf sandigen Flächen können sich infolge Windeinwirkung kleinere Dünen bilden.
- **Einzelstrukturen**, z.B. Steilwände und Erosionsrinnen, sind weitgehend unabhängig von den Sukzessionsstadien der Umgebung und ermöglichen kleinräumig auf diesen Flächen eine wiederkehrende Primärsukzession.

1.6.4 Bedeutung der regionalen Bergbaufolgelandschaften für Naturschutz

Anknüpfend an dargestellten landschaftsökologischen Eigenheiten wird die regionale Naturschutzbedeutung der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig durch drei Punkte zusammengefaßt; sie sind die Grundlage für die weitere Zielableitung und zum Erkennen möglicher Vorrangflächen (ergänzt und erweitert nach DURKA ET AL. 1997a, 1999, ALTMOOS & DURKA 1998):

1. **Großflächige Räume mit Potential für naturnahe Entwicklungen** innerhalb eines intensiv genutzten Ballungsraumes: In den Bergbaufolgelandschaften entstanden großflächig nährstoffarme Standorte. Dies ist aus Naturschutzsicht von besonderer Bedeutung, da gerade die flächige Eutrophierung und Nivellierung von Standortunterschieden zu den wichtigsten Ursachen für den Rückgang von Pflanzen- und Tierarten gehört (PLACHTER 1991). Die technogenen Standorte enthalten nährstoffarmes, unbesiedeltes Substrat, das eine Primärsukzession und somit neue naturnahe Entwicklungen ermöglicht. Damit verbunden ist die Chance auf biozid- und düngemittelfreie Entwicklung aller sich einfindenden Pflanzen- und Tierarten (Einschränkung: Schadstoff- und Stickstoffdepositionen aus der Luft, Altlastenverdachtsflächen). In Bergbaufolgelandschaften kann vergleichsweise großflächig eine naturnahe Dynamik und Sukzession mit der Neuentwicklung naturnaher, oft oligotropher Biotope ablaufen, die sonst in der Kulturlandschaft unterbunden wird (vgl. JOSTEN 1995).

2. **Kleinflächige Systemstruktur vielfältiger und dynamischer Standorte und Biotope:** In Abhängigkeit von neuen Reliefformen und kleinflächigen Standortunterschieden besteht innerhalb der großen Räume eine hohe Standorts- und Artenvielfalt. Die Standortmosaike zeichnen sich zudem durch besondere Dynamik aus (Grundwasseranstieg, Substratverlagerungen, Sukzession). Damit einher geht das Vorkommen seltener und schutzwürdiger Biotope in großer Ausdehnung und mit Vernetzungen, insbesondere von nährstoffarmen Offenlandstadien.

3. **Aktuelle und potentielle Vorkommen gefährdeter Arten und Lebensräume:** Die neu entstandenen Lebensräume sind durch das Vorkommen zahlreicher eng angepaßter Spezialisten meist oligotropher bis mesotropher Ökosysteme gekennzeichnet. Wenn solche Arten in der mitteleuropäischen Zivilisationslandschaft erhalten werden sollen, ist dieses fast nur in Bergbaufolgelandschaften möglich (GEIßLER-STROBEL ET AL. 1998). Die Artvorkommen lassen sich in ihrer Schutzwürdigkeit wie folgt zusammenfassen:
   - Ein hoher Anteil aktuell **gefährdeter Arten** (DONATH 1994: oft über 50% Anteile von Rote Liste-Arten am Gesamtartenspektrum der nährstoffarmen, sonnenexponierten Habitate; eigene Voruntersuchungen 1995: 42% Rote Liste Arten im Testgebiet Bockwitz und 28% auf der Halde Trages).
   - Durch vielfältige Biotopstrukturen wird eine funktionale Nischentrennung gewährleistet, die durch verminderte Konkurrenz das **parallele Vorkommen vieler spezialisierter Arten** ermöglicht.
   - Förderung von Arten, die infolge räumlich-funktionaler Beziehungen auf ein Biotopmosaik angewiesen sind. Besonders profitieren Arten nährstoffarmer Standorte oder **Biotopkomplexbewohner**, die in der Kulturlandschaft zurückgedrängt wurden.
   - Aktuell besitzt das **Offenland** den höchsten Anteil an Rote Liste-Arten und bestimmt die Eigenart der Bergbaufolgelandschaft. Hier sind beispielsweise die regional einzigen Vorkommen der Blauflügeligen Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans),* der Wechsel- und Kreuzkröte (*Bufo viridis, B. calamita*) sowie von Brachpieper (*Anthus campestris*) und Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). Sie erreichen mit ihren hohen Populationsgrößen auch große überregionale Bedeutung.

Mit der Bergbaufolgelandschaft be- und entsteht somit das Phänomen, daß nach Zerstörung ehemaliger gewachsener Landschaften und Lebensräume (Dokumentation dieser Zerstörung z.B. HOYER 1985, BROZIO 1997) naturferne Systeme sich ohne Zutun des Menschen zu neuen, sehr wertvollen Gebieten im Sinne des Naturschutzes entwickeln können. Ein historischer Zustand ist hingegen kaum wiederherstellbar (LEGLER 1983, DONATH 1994, BROZIO 1997, DURKA & ALTMOOS 1997, KATZUR 1997, BERKNER 1998). Damit stellen Bergbaufolgelandschaften neuartige, große Chancen und Herausforderungen für den Naturschutz dar (CUADRA ET AL. 1993, DURKA & ALTMOOS 1997, GEIßLER-STROBEL ET AL. 1997). Daher sind Ziele zu spezifizieren und Vorrangflächen auszuwählen, damit geeignete Maßnahmenkonzepte die aktuelle Bedeutung sichern und das Potential weiterentwickeln können.

1.6.5 Ermittlung und Abgrenzung einer Grundmenge potentieller Vorrangflächen für Naturschutz

Als Grundlage aller weiteren regionalen Untersuchungen und für die Methodenentwicklung in der Modellregion muß die Grundmenge der zur Auswahl stehenden potentiellen Vorranggebiete erarbeitet werden. Dazu wurde eine Datenauswertung zu allen bestehenden Flächen und zukünftigen Flächenpotentiale in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig durchgeführt, die nach dem aktuellen Kenntnisstand eine Bedeutung für Naturschutz haben können. Folgende Datenquellen wurden herangezogen:

- Sanierungsrahmenpläne und Braunkohlepläne (LMBV 1996, REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1998 und Zwischenstände 1995-1997),
- flächendeckende Luftbildsichtung mit stichprobenhaften eigenen Begehungen zwischen 1995-1997,

- Sächsische Biotopkartierung (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1997, unpubliziert),
- das Schutzgebietskataster Sachsens (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1998, STAATLICHES UMWELTFACHAMT LEIPZIG 1998, unpubliziert),
- regionale Literaturauswertung inklusive schriftlicher unpublizierter Gutachten (siehe Anhang „Regionale Bibliographie"),
- bislang unpubliziertes mündliches Expertenwissen: Befragung und Zusammenarbeit mit Ökologischer Station Borna-Birkenhain, Naturschutzverbänden, Naturkundemuseen Altenburg und Leipzig, Einzelpersonen (erste Zusammenstellung in DURKA ET AL. 1997a).

Danach werden **127 be- und entstehende mögliche Vorranggebiete** mit insgesamt 7596 ha (= 38% der regionalen Bergbaufolgelandschaft) verschiedener Beschaffenheit und zeitlicher Verfügbarkeit abgegrenzt (Tabelle 2, Karten 1+2 im Kartenteil, Anhang G1). Die Gebiete erhalten eine Identifikationsnummer (G1 bis G127), die in der weiteren Arbeit verwendet wird.
Die **Abgrenzung** wird so groß als möglich gehalten und orientiert sich in der Regel an der Grenze zu rekultiviertem Land, Siedlungen oder land- und forstwirtschaftlicher Intensivnutzung. Die 127 abgrenzbaren Gebiete unterschiedlicher Größe und teilweise mit innerer Vielgestaltigkeit werden dabei jeweils als eine Raumeinheit betrachtet. Dieses ist fachlich sinnvoll, da diese Gebiete die größtmögliche und dennoch konkrete Abgrenzung darstellen.
Alternativ zur Abgrenzung verschieden großer und verschieden beschaffener Gebiete ist die Einteilung von Regionen in Rasterzellen (gleiche Flächeneinheiten) möglich (MARGULES ET AL. 1994a, FREITAG ET AL. 1996, 1997, TRINDER-SMITH ET AL. 1996, BIBBY 1998). Nach den Auswahlergebnissen können später selektierte Rasterzellen zusammengelegt und daraus Vorrangräume gebildet werden. Aufgrund bereits vorgegebener nutzungsbedingter Gebietsgrenzen der Bergbaufolgelandschaft ist dieses Vorgehen hier ungeeignet.
Die Begrenzung auf „Physiotope" (GOJ & FROTSCHER 1998) oder definierte Biotopbereiche (KOECK 1998b) stellt eine weitere Möglichkeit dar, abgrenzbare Flächeneinheiten als Grund- und Auswahlmenge zu definieren. Dieses würde zudem eine fachlich sehr sinnvolle Abgrenzung darstellen, indem gleichartige Bereiche nach bestimmten Abgrenzungskriterien als Einheit betrachtet würden. Dabei werden jedoch wichtige räumlich-funktionale Zusammenhänge zwischen verschiedenen Physiotopen und Biotopen außer acht gelassen, die über Vorkommen vieler Tierarten entscheiden. Daher soll eine solche tendenziell kleinteilige Methode zugunsten der größtmöglichen Abgrenzung von Gebieten unterbleiben.

Gebiete stellen demnach hier die geeignete und größtmögliche Raumeinheit dar, in der verschiedene Lebensraumbereiche und Standortfaktoren nebeneinander möglich sind. Ihre Biotoptypen, Standortfaktoren und Artenbestände werden daher im folgenden als inneres Merkmal der Gebiete betrachtet und nicht als Abgrenzungskriterium. Erst zur Ableitung detaillierter Handlungen können und müssen die Gebiete dann zu einem späteren Zeitpunkt weiter differenziert werden.

Die gegenwärtig bekannten 127 Vorranggebiete (7596 ha) setzen sich zusammen aus:
- 93 Gebieten (4336 ha), die eine aktuelle Bedeutung für Naturschutz besitzen, diese in absehbarer Zeit erwarten lassen oder die aufgrund von „ad hoc"-Entscheidungen für Naturschutzbelange reserviert wurden. Die Flächen bleiben dauerhaft bestehen, aber innerhalb einiger Gebiete werden im Rahmen der bergtechnischen Sanierung Gestaltungsmaßnahmen durchgeführt oder erwogen, die der aktuellen oder erwarteten Naturschutzbedeutung entgegenstehen können.
- 10 Gebieten (528 ha), die nur temporär bestehen. Sie gehen als terrestrische Flächen und in ihrer gegenwärtigen Eignung infolge Flutung oder Umgestaltungen bis ca. zum Jahr 2010 verloren.
- 24 Gebieten (2732 ha), die derzeit nicht existieren, aber künftig entstehen und für Naturschutzbelange grundsätzlich relevant sein können. Hier ist keine Datenerhebung möglich und Prognosen zur genaueren Naturschutzbedeutung sind angesicht vieler offener Planungsfragen nur als Abschätzungen möglich.

Tabelle 2: Übersicht zur Grundmenge möglicher Vorranggebiete in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig.

Zahl vor der Klammer: Anzahl der Gebiete, Zahl in der Klammer: Fläche der Gebiete in Hektar [ha].

- = in der DDR geplant, aber seit 1989 nicht rechtlich gesichert; heute naturschutzfachlich wertvolles Gebiet ohne rechtlichen Schutzsztatus.

			Größenklassen			
Gebietstyp (Code-Nr. und Bezeichnung)		**Land**	**< 30 ha**	**30 – 100 ha**	**> 100 ha**	**Summen**
	Dauerhaft bestehende Gebiete:					
1	Rechtlich gesicherte Naturschutzgebiete (NSGs)	SACHS	2 (40)	1 (40)	1 (236)	4 (306)
		S-ANH	1 (20)	2 (90)		3 (110)
		THÜR			2 (410)	2 (410)
2	Rechtlich gesicherte Landschaftsschutzgebiete (LSGs)	SACHS	1 (10)			1 (10)
		THÜR		1 (30)		1 (30)
3	Geplante „Vorranggebiete Natur und Landschaft" laut Sanierungsrahmenplänen	SACHS	4 (69)	3 (140)	3 (1079)	10 (1288)
		S-ANH		1 (60)		1 (60)
		THÜR		1 (60)		1 (60)
4	Geplante „Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft" laut Sanierungsrahmenplänen	SACHS	6 (54)	7 (372)	1 (105)	14 (531)
5•	Geplante Flächenhafte Naturdenkmale (FNDs) = bekannte wertvolle Gebiete	SACHS	2 (8)	3 (99)		5 (107)
6	Ohne gegenwärtige Naturschutzsicherung oder -Planung, aber relevante Gebiete nach ♦ Biotop- und Artenkartierungen, ♦ unpubliziertem Expertenwissen, ♦ eigenen Erhebungen.	SACHS	27 (310)	14 (736)	1 (128)	42 (1174)
		S-ANH		1 (30)		1 (30)
		THÜR	3 (20)	5 (200)		8 (220)
						93 (4336)
	Zeitweilig bestehende Gebiete (bis ca. 2010):					
3	„Vorranggebiete Natur und Landschaft" laut Sanierungsrahmenplänen	SACHS		1 (89)		1 (89)
4	„Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft" laut Sanierungsrahmenplänen	SACHS	1 (11)			1 (11)
6	♦ Biotop- und Artenkartierungen, ♦ Unpubliziertem Expertenwissen, ♦ eigenen Erhebungen.	SACHS	5 (51)	1 (32)	2 (345)	8 (428)
						10 (528)
	Zukünftig neu entstehende Gebiete (ab ca. 2005)					
3	„Vorranggebiete Natur und Landschaft" laut Sanierungsrahmenplänen	SACHS	4 (54)	5 (270)	1 (101)	10 (425)
4	„Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft" laut Sanierungsrahmenplänen	SACHS	3 (33)	3 (195)	5 (1822)	11 (2050)
6	♦ Biotop- und Artenkartierungen, ♦ Unpubliziertem Expertenwissen, ♦ eigenen Erhebungen.	SACHS	2 (22)	1 (35)		3 (57)
		THÜR			1 (200)	1 (200)
						24 (2732)
						127 (7596)

Diese Gebietsmenge stellt den gegenwärtigen Kenntnisstand (1998) dar. In Abhängigkeit von Vertiefungsuntersuchungen und Planungen vor allem in Sachsen-Anhalt (FBM 1998), sowie künftigen Untersuchungen, können später weitere Flächen hinzutreten, andere Flächen werden in ihrer Naturschutzbedeutung durch bergtechnische Gestaltung und Rekultivierung „entwertet". Nach Jahrzehnten können zudem als Folge derzeit unvorhersehbarer Entwicklungen in den noch aktiven Tagebaubereichen Schleenhain, Peres und Groitzscher Dreieck (= „Vereinigtes Schleenhain") weitere potentielle Vorranggebiete hinzutreten.

1.7 Ableitung der Arbeitsaufgaben und Aufbau des Vorgehens

Die bis hierher zusammengestellten Anforderungen, Grundzüge und Defizite einer optimalen Auswahl von Vorranggebieten („Hauptproblem dieser Arbeit") führen zu dem **Gesamtziel**, bestehende Methoden zu prüfen, zu spezifizieren und insgesamt weiterzuentwickeln. Dazu ergeben sich verschiedene Arbeitsaufgaben, deren Erfüllung Teilbeiträge zur Lösung des Hauptproblems liefern. Die Arbeitsaufgaben werden in der Modellregion konkretisert und aus den Ergebnissen lassen sich wiederum regionsübertragbare Folgerungen ableiten (Abbildung 5).

Arbeitsaufgabe „Naturschutzfachliche Zielableitung" (Kapitel 2):
Für eine Auswahl von Vorranggebieten sind zunächst regionsbezogene Ziele zu formulieren und ihre Attribute festzulegen. Speziell für die Bezugsregion stellt die nachvollziehbare naturschutzfachliche Zielbestimmung generell eine Neuerung dar. Unterschieden werden verschiedene Teilziele, die ein breites Spektrum des Naturschutzes repräsentativ abbilden und deren Konkretiserung als Grundlage einer Gebietsauswahl noch defizitär ist: Mit den in Kapitel 2 genauer begründeten Teilzielen Tierartenschutz (Zielarten), Biotopschutz, Prozeßschutz, sowie der Ableitung soziologischer Kriterien und Werte wird diesem Rechnung getragen. Hiermit existieren auf gleicher Fläche konkurrierende Zielsetzungen, deren nachvollziehbare Zusammenführung ein weiteres Problem bisheriger Praxis darstellte (vgl. z.B. ROWECK 1995, PRILIPP 1998) und in einem Gebietssystem aufgelöst werden soll.
Die Methoden zur Erfüllung dieser Arbeitsaufgabe stellen auf naturwissenschaftlichen Fakten (Literatur und eigene regionale Untersuchungen) aufbauende Normierungen (Bewertungen) dar, die nach PLACHTER (1991) und WIEGLEB (1997) als spezifische Methoden der Naturschutzforschung gelten. Dieses trifft mit Ausnahme von Kapitel 3 auch für alle weiteren Arbeitsaufgaben zu.

Arbeitsaufgabe „Habitatmodelle für Zielarten" (Kapitel 3):
Einer Gebietsbewertung muß eine gleichartige Datentiefe über alle zur Auswahl stehenden Gebiete zugrundliegen, die aber besonders für aufwendig zu erhebender Attribute wie Tierarten nicht schnell realisierbar ist. Habitatmodelle stellen dazu Hilfsinstrumente dar, indem über einfach zu erhebende „Stellvertreter-Variablen" flächenrepräsentative Daten gewonnen werden (z.B. PAVIGNAGNO ET AL. 1990, APPELT 1996, HALLEY ET AL. 1996, MÄRTENS ET AL. 1996). Für die erforderlichen Vertiefungsuntersuchungen im Gelände erfolgt eine Beschränkung auf „Modellzielarten" (hier: Amphibien und Heuschrecken). Damit soll auch bislang defizitäres Wissen von Tierartansprüchen in Bergbaufolgelandschaften erarbeitet werden, das für eine Gebietsauswahl in der Modellregion wichtig ist.
Die Methoden zur Erfüllung dieser Arbeitsaufgabe stellen naturwissenschaftliche Analyseverfahren dar (Messungen im Gelände, statistische Verfahren), wobei bei der Auswahl von Variablen und der Wahl geeigneter Methoden normative Einflüsse wirken, die transparent dargelegt werden. Die Normierung von Habitatmodellen stellt schließlich ein auf den Ergebnissen aufbauendes Normierungsverfahren dar.

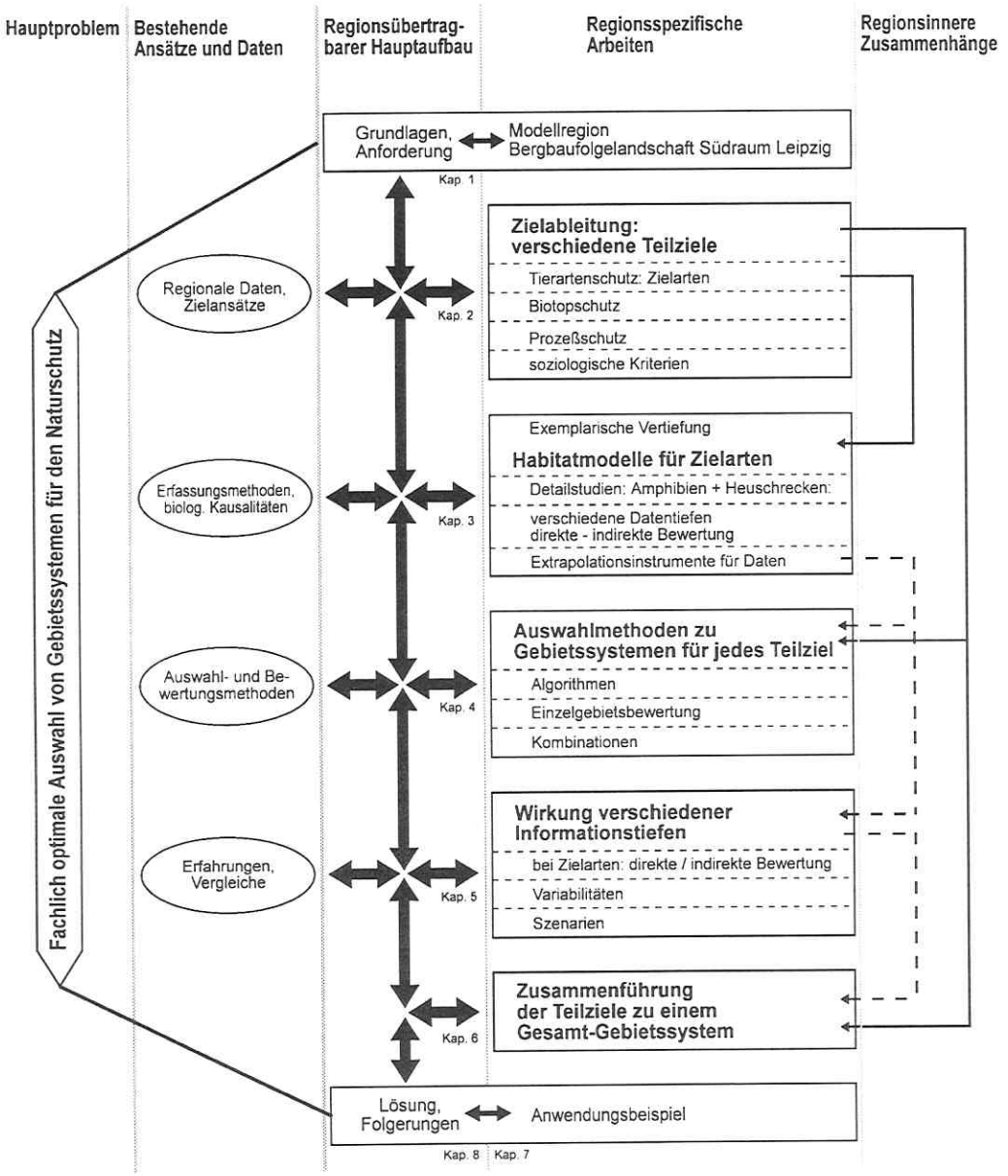


Abbildung 5: Gesamtaufbau und Vorgehen in der vorliegenden Arbeit.

Dicke Pfeile: Regionsübertragbarer Hauptfluß der Arbeit, Dünne Pfeile: Zusammenhänge einzelner Arbeitsaufgaben, oft regionsspezifisch: durchgezogene Pfeile zeigen den Zusammenhang aus der Vertiefung von Zielartenschutz und aus Habitatmodellen, gestrichelt der Aufbau nach Ableitung verschiedener Teilziele.

Arbeitsaufgabe „Test, Spezifizierung und Weiterentwicklung von Auswahlmethoden" (Kapitel 4):
Anknüpfend an die Zielableitung und Gewinnung von Detaildaten zu den Attributen in vielen Testgebieten kann der eigentliche Test und die Weiterentwicklung von Auswahlmethoden erfolgen, wobei die einzelnen Teilziele getrennt behandelt werden sollen. Die Methoden der Einzelgebietsbewertung und der iterativen Auswahlalgorithmen werden innerhalb der dargelegten Grundzüge (Kapitel 1.3) differenziert. Sinnvolle Regelanweisungen und Algorithmen sind als methodische Ergänzung der bestehenden Ansätze neu zu begründen, sowie spezifisch für jedes Teilziel und für Regionseigenarten zu diskutieren. Nach modellhafter Durchführung der Verfahren sollen jeweils Zielerfüllung, Effizienz, Explizitheit und Flexibilität verglichen und mögliche Weiterentwicklungen abgeleitet werden. Die Einführung und Spezifizierung von Auswahlalgorithmen in die mitteleuropäische Naturschutzplanung ist dabei eine generelle Neuerung.

Arbeitsaufgabe „Wirkung verschiedener Informationen" (Kapitel 5):
Die Wirkung der mit Kapitel 3 gewonnenen unterschiedlichen Informations- und Datenebenen soll in den Methoden der Vorranggebietsauswahl für das Teilziel Zielartenschutz geprüft werden (Kapitel 5). Die Berücksichtigung von Variabilitäten der Habitateignung, von Szenarien und heterogener Datenlage soll diskutiert werden. Damit sollen mögliche Erweiterungen einer bisher oft starren Anwendung von Auswahlmethoden abgeleitet werden.

Arbeitsaufgabe „Zusammenführung der Teilziele zu einem Gesamt-Gebietssystem" (Kapitel 6):
Nachdem alle Methoden geprüft und bezogen auf einzelne Teilziele optimiert wurden, soll eine Zusammenführung der Teilziele und ihrer sektoralen Vorranggebietssysteme erfolgen (Kapitel 6). Damit wird unter Verwendung bisheriger Zwischenergebnisse ein bislang in seiner Nachvollziehbarkeit fehlender Zielabgleich zur endgültigen Ableitung von Gebietssystemen für alle Naturschutzziele neu begründet.

Arbeitsaufgabe „Anwendungsbeispiel" (Kapitel 7):
Die bisher modellhaft geprüften Methoden sollen zum Test ihrer Praxistauglichkeit nun auf die Gesamtsituation der Modellregion angewendet werden. Es soll ein konkretes Mindest-Vorrangflächensystem abgeleitet werden, das mit seinen Besonderheiten nur für die Modellregion gilt und Voraussetzungen für eine verbesserte Naturschutzplanung bereitstellt. Damit erfolgt der Abschluß aller regionskonkreten Betrachtungen.

Arbeitsaufgabe „Übertragbarkeit und Folgerungen" (Kapitel 8):
Nachdem mit den vorgenannten Arbeitsaufgaben aus der Modellregion immer wieder regionübertragbare Teilergebnisse bereitgestellt wurden, sollen diese zu einem methodischen Rahmen für eine optimale Auswahl von Gebietssystemen zusammengestellt werden. Damit wird ein allgemeiner „Lösungsvorschlag" zum Problem der optimalen Auswahl von Gebietssystemen angeboten. Mögliche weitere Anwendungen sind abzuleiten. Die sich für die Umsetzung des methodischen Rahmens ergebenden Folgerungen für die künftige Naturschutzplanung werden abschließend aufgezeigt.

2 Regionsbezogene Zielableitung

2.1 Ziel- und Strategierahmen

Auswahlverfahren für Vorrangflächen benötigen eine genaue Zielorientierung (KIRKPATRICK 1983, MARGULES ET AL. 1988, KAULE 1991: 249-250, WIEGLEB 1997). Daher soll hier die regionsbezogene Zielableitung mit ihren Methoden dargestellt und weitere modellhafte Konkretisierungen erarbeitet werden. Der Begriff **Naturschutzziel** stellt dabei den Oberbegriff für Zielbestimmungen in Form eines Leitbildes oder Umweltqualitätszieles dar. Zur Formulierung der Naturschutzziele sollen zuerst bestehende Leitbilder und Methoden der Zielbestimmung zusammengeführt und anschließend daraus für hier weiter behandelte Teilziele fehlende methodische Konkretisierungen abgeleitet werden.

Eingeführt ist die Zielbestimmung über **„hierarchische Leitbilder"** (nach KIEMSTEDT 1991): Unscharfe Grobziele auf einer großen räumlichen Skala werden als Leitbilder bezeichnet und über die Zwischenstufen von konkreteren Leitlinien zu sehr genauen, kleinräumig gültigen Umweltqualitätszielen konkretisiert (vgl. MARZELLI 1994, HEIDT & PLACHTER 1996). Umweltqualitätsziele sollen als meßbare Mindestwerte, Sollwerte oder als Intervall formuliert werden, wobei zunehmend eine zeitliche und räumliche Flexibilität („**flexible Leitbilder**") mit Hilfe von Toleranzgrenzenmodellen gefordert und verfolgt wird (z.B. JESSEL 1995, 1998, ROWECK 1995, PLACHTER 1996, HEIDT & PLACHTER 1996, ALTMOOS 1997, KONOLD 1998).
Mit dem **„diskursiven Modell der Leitbildentwicklung"** (anhand der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: WIEGLEB 1996, 1997) wird die Leitbildentwicklung als Diskussionsprozeß zwischen Experten, Nutzern und weiteren Interessenvertretern unter Einbindung sozialwissenschaftlicher Fragestellungen begriffen. „Ausgehend von durch Erfahrungswissen und populären Vorstellungen geprägten Proto-Leitbildern werden bestimmte Erfassungsschritte eingeleitet (Erhebung aktueller ökologischer und historischer Daten). Die Auswertung dieser Daten führt durch die Einbeziehung empirisch-wissenschaftlicher und normativer Elemente (Natur-, Menschen- und Gesellschaftsbilder der Beteiligten) im Laufe eines Diskussionsprozesses zur Formulierung eines „ökologisch optimalen" Leitbildes (WIEGLEB 1996: 312)". Aus der Fülle bestehender Zielvorstellungen müssen dabei meist nur die jeweils geeigneten ausgewählt und in der Fläche widerspruchsfrei verknüpft werden. Erst daran können Bewertungsverfahren anschließen, die Defizite ermitteln und im Sinne von Umweltqualitätszielen flächenbezogene Ist- und Sollzustände ableiten, wobei auch flexible Leitbilder bestimmbar sind.

Aus der diskursiven Leitbildentwicklung ergeben sich für die Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft verschiedene Grundmotive mit jeweils mehreren zugehörigen Leitbildern, die weiter konkretisiert werden können (BLUMRICH ET AL. 1995, WIEGLEB 1996, FELINKS & WIEGLEB 1998, Tabelle 3). Viele Ziele schließen sich gegenseitig aus oder sie überlappen sich in Teilbereichen. Die Unterscheidung und Gliederung der Leitbilder hängt vom zugrundeliegenden Diskussionsprozeß ab. Mit Tabelle 3 werden verschiedene denkbare und berechtigte Zielvorstellungen an Regionen im allgemeinen und an Bergbaufolgelandschaften im speziellen zusammengestellt.

Tabelle 3: Grundmotive, Leitbilder und Zielkonkretisierungen für Bergbaufolgelandschaften.

Zusammengestellt nach BLUMRICH ET AL. (1995), WIEGLEB (1996), FELINKS & WIEGLEB (1998).

Grundmotiv	Leitbild	Fachliche Zielkonkretisierung
Naturnähe	Prozeßschutz	Gewährleistung aller von selbst ablaufender Prozesse
	Minimierung der Nutzungsintensität	Ausschluß von aktueller menschlicher Belastung
	Wiederherstellung historischer Naturnähe	Referenzzeitpunkte (meist 1850, 1945)
	Entwicklung der „potentiell natürlichen Vegetation“	Entwicklung und Erhaltung definierter Vegetationsgesellschaften
	Wildromantisches Erleben	Natürliche Dynamik des Landschaftbildes nach der Kippung und vor der weiteren Gestaltung
Biodiversität, Biotischer Ressourcenschutz	Artendiversität, Artenschutz	Definition von Ziel- und Leitarten, lokale Optimierung der Artenzahlen und Habitate, Schutz lokaler Populationen von Zielarten
	Funktionaler Diversitätsschutz	Lokale Optimierung der Konnektivität in Nahrungsketten
	Biotopschutz, Biotopverbund	Schutz definierter Lebensräume und ihrer Tier- und Pflanzenarten
Nachhaltigkeit	Minimierung von Stoffverlusten	Optimierung des chemischen und thermischen Wirkungsgrades der Landschaft, Herstellung kurzgeschlossener Kreisläufe
	Schutz abiotischer Prozesse und Geotopschutz	Ermöglichung von Bodenbildung und definierten geomorphologischen Vorgängen
	Abiotische Ressourcensicherung	Erhaltung und Entwicklung definierter abiotischer Bedingungen (z.B. Verhinderung von Gewässerversauerung)
	Erhaltung / Herstellung der Landschaftsfunktionen	Bodenschutz, Verhinderung von Winderosion, Grundwasserschutz, Förderung von Grundwasserneubildung
Gestaltung der Kulturlandschaft und Landschaftsästhetik	Biotopmanagement	Planung und Entwicklung definierter Landschaftselemente bei gleichzeitiger Förderung des Tourismus
	Landschaftsgestaltung, Landschaftskunst	Artifizielle Gestaltung, Einbringung neuartiger Elemente, Einbindung historischer Elemente (z.B. Relikte der Tagebautechnik) zur Erlebnissteigerung

Aus der Vielzahl der in Tabelle 3 aufgeführten Zielvorstellungen und aus den unterschiedlichen Vorgehensweisen von hierarchischer und diskursiver Leitbildmethode ist eine Synopse erforderlich, mit der alle Ziele und Leitbildmethoden eingeschlossen werden und aus der nachvollziehbar konkrete Ziele als Anknüpfungspunkt für Auswahlverfahren von Vorrangflächen erarbeitet werden können. Dieses erfolgt in den folgenden zwei aufeinander aufbauenden Arbeitsschritten:

(1) Eine **Synthese aus allen Leitbildern** kann als „Erhaltung und Entwicklung regionsangepaßter Biodiversität mit allen regionstypischen Standorten, Nutzungen, Prozessen, Organismen, Biotoptypen und den Entwicklungspotentialen“ und somit als Oberbegriff formuliert werden. Biodiversität i.w.S. ist zudem allgemein als ein Hauptziel des Naturschutzes bereits eingeführt und anerkannt (vgl. PLACHTER

1991, BLAB ET AL. 1995, PRIMACK 1995) und speziell für die Auswahl von Schutzgebieten als allgemeines Leitziel benannt (MARGULES ET AL. 1988, 1994a, PRESSEY ET AL. 1993, 1997, USHER 1994, FAITH & WALKER 1997). Damit ist die gesamte Eigenart einer Region zu verstehen, die im überregionalen Vergleich bestimmbar wird (HEIDT ET AL. 1997).

(2) Zur vollständigen Erfüllung des regionsbezogenen Oberbegriffes (= allgemeines Leitbild) müssen **zwei grundsätzliche „Teilleitbilder"** abgeleitet werden (Abbildung 6): So muß es für Naturschutz in jeder Region Aufgabe sein,

(a) einerseits alle entstandene oder gestaltbare Eigenarten der Region zu erhalten (z.B. nährstoffarme Offenländer und ihre „Rote Liste"-Arten in Bergbaufolgelandschaften) und

(b) andererseits natürliche Veränderungen und Entwicklungen zuzulassen und zu fördern.

Für das erste Teilleitbild (2a) „**Erhaltung und Gestaltung bestimmter Werte**" mit der zugehörigen Strategie „Management" (= Pflege i.w.S) sind Zielgrößen auf unterschiedlichen Indikationsebenen festzulegen (z.B. Zielarten und ihre Habitate, vegetationskundlich definierte Biotoptypen, abiotische Grenzwerte). Dem entsprechen nach SCHERZINGER (1996) je nach Ziel statisch-abschirmende, statisch-gestaltende oder dynamisch-gestaltende Maßnahmenkonzepte. In dieses Teilleitbild können alle nutzungsbezogenen Zielvorstellungen aus Tabelle 3 hinein projeziert werden. Gemäß jeder trennbaren Zielvorstellung kann es in **weitere Teilleitbilder** aufgeteilt werden (z.B. Tierartenschutz, Pflanzenartenschutz, Gestaltung ästhetischer Formen), wobei sich unterschiedlich stark überlappende oder auch konkurrierende Ziel- und Nutzungsvorstellungen benennen lassen.
In vorliegender Arbeit werden für dieses Teilleitbild der Schutz von Tierarten samt ihrer Habitate (Kapitel 2.2: Zielartenschutz) und unabhängig von Organismenarten ein Lebensraumschutz („Biotopschutz", Kapitel 2.3) als Ziele modellhaft vertieft und weiter konkretisiert. Diese Teilziele werden bislang in der gängigen Naturschutzplanung häufig, aber oft ohne ausreichende Operationalisierung sowie mit zahlreichen Mißverständnissen verwendet. Andere mögliche Zielebenen (z.B. Pflanzenarten, Schutz abiotischer Ressourcen, vgl. Tabelle 3) sind weiterhin erforderlich, da sie von zoologischem Zielartenschutz und Biotopschutz trotz deutlicher Mitnahmewirkungen nicht vollständig abgedeckt werden können. Sie können aber in dieser Arbeit nicht gleichermaßen vertieft werden und es liegen für sie bereits weitergehende und relativ einheitliche Konkretisierungsansätze vor (vgl. WIEGLEB 1997).

„**Natürliche Entwicklungen**" mit der zugehörigen Strategie **„Prozeßschutz"** werden als zweites grundsätzliches und eigenständiges Teilleitbild abgeleitet (2b). Dieses ist besonders in Bergbaufolgelandschaften mit ihrer hohen Bedeutung als sekundär nutzungsfreie Räume von Interesse für Naturschutz. Im Gegensatz zu dem erstgenannten Teilleitbild erfolgt bei Prozeßschutz keine Nutzung, Gestaltung oder Erhaltungseingriffe auf der Fläche. Zugehörige Maßnahmenkonzepte sind nach SCHERZINGER (1996) dynamisch-abschirmend. Besonders für Prozeßschutz bestehen bislang viele Begriffsmißverständnisse und Unsicherheiten, und dieses Teilleitbild wird daher in dieser Arbeit weiterverfolgt und spezifiziert (Kapitel 2.4).

Beide Teilstrategien mit möglichen weiteren Teilleitbilder und Strategien sind zum Erreichen des übergeordneten allgemeinen Leitbildes gleichermaßen nötig. Keine einzelne Naturschutzstrategie darf als alleiniges Konzept verfolgt werden, da jede Teilstrategie immer eigene Stärken, aber auch konzeptionelle Grenzen aufweist (z.B. SCHERZINGER 1996). Jede Strategie besitzt zwar unterschiedlich starke Positivwirkungen für andere Ziele, sie kann diese aber niemals vollständig berücksichtigen. Dieses gilt für Zielartenkonzepte, Biotopschutz und Prozeßschutz, aber auch für die Strategien einer ressourcenschonenden Landnutzung ohne jeden Einzelartbezug, der Entwicklung bestimmter Landschaftsbilder aus ästhetischen Gründen, dem Schutz von Pflanzenarten oder dem Schutz abiotischer Ressourcen.

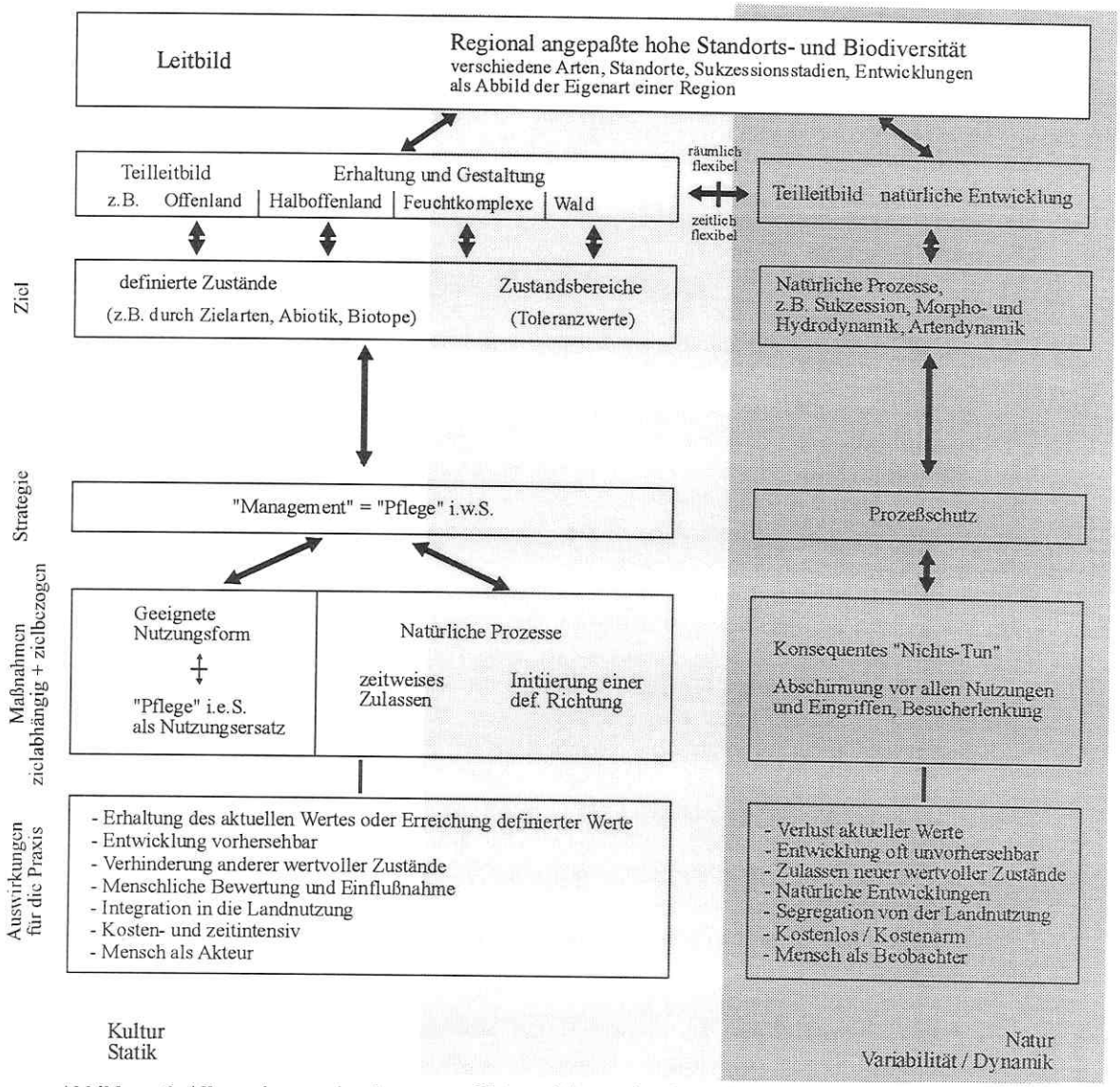


Abbildung 6: Allgemeiner regionsbezogener Ziel- und Strategierahmen für Naturschutz.

Die zwei grundsätzlichen Teilleitbilder mit ihren Strategien sind Gegenpole. Sie und einige ihrer möglichen Untergliederungen schließen sich auf gleicher Fläche aus. Alle regionsrelevanten Teilleitbilder müssen demnach zur Erfüllung des übergeordneten allgemeinen Leitbildes auf unterschiedlichen Flächenanteilen parallel verfolgt werden. Die in Naturschutzdiskussionen häufig gestellte Glaubensfrage eines „entweder - oder" von Prozeßschutz oder Erhaltung stellt sich somit nur in der isolierten Betrachtungsweise einer Einzelfläche und ist für Regionen mit einem „sowohl - als auch" aufzulösen (vgl. SCHUMACHER 1995, SCHERZINGER 1997, PRILIPP 1998). Daraus ergeben sich zwei **Grundzüge für die Auswahl von Vorranggebieten**, die in der zugehörigen Methodenentwicklung (Kapitel 4, 5 und 6) berücksichtigt werden:

(1) Die Auswahl von Vorrangflächen muß grundsätzlich **für alle Teilleitbilder getrennt ausreichende Flächen** bereitstellen. Dabei muß bei Zielkonflikten auf einer Fläche eine flächenspezifische Entscheidungsfindung erfolgen, welches Teilleitbild dort vorrangig zu verfolgen ist. Gemäß dem Prinzip regionsbezogener Betrachtungen darf keine Fläche nur für sich bewertet werden, sondern sie

ist in den räumlichen Gesamtzusammenhang der Region einzuordnen. Zur Erstellung von Gebietssystemen muß ein solcher Zielabgleich Teil der Auswahlmethode sein.

(2) Es besteht eine grundsätzliche **raum-zeitliche Flexibilität der flächenspezifischen Entscheidung**. Sie wird in der vorliegenden Arbeit nicht weiter vertieft, muß aber bei synoptischen Auswahlverfahren (Kapitel 6) derart einbeziehbar sein, daß die Flächenauswahl zur Erhaltung aller Teilleitbilder ständig korrigiert werden kann. So können Erhaltungsflächen in Prozeßschutzflächen und umgekehrt Prozeßschutzflächen in Erhaltungsflächen nach politischen Vorgaben oder nach folgenden naturschutzfachlich sinnvollen Entscheidungsmustern überführt werden:

Sinnvolle Überführung einer „Erhaltungsfläche" in eine „Prozeßschutzfläche", wenn
- die Pflegefläche nicht mehr (ökonomisch) sinnvoll zu pflegen oder zu nutzen ist, oder
- die Zielgrößen (z.B. Zielarten und ihre Habitate) nicht mehr vorhanden und mit akzeptablem Aufwand wiederherstellbar sind, oder
- die Flächenentwicklung durch neue (geomorphologische oder hydrodynamische) Ereignisse günstigere Voraussetzungen für Prozeßschutz als für Pflege aufweist.

Sinnvolle Überführung einer „Prozeßschutzfläche" in eine „Erhaltungsfläche", wenn
- auf Prozeßschutzflächen sich erhaltenswerte Schutzgüter entwickelt haben, die nur dort vorkommen (können), z.B. bei unvorhergesehener Etablierung von Tierarten, die als Zielarten angesehen und nur auf dieser Fläche regional längerfristig erhalten werden können.

Es müssen jedoch stets Prozeßschutzflächen trotz möglicherweise erhaltenswerter Zwischenzustände weiterhin konsequent sich selbst überlassen bleiben, um das allgemeine Leitbild weiter vollständig zu verfolgen. Das heißt, daß als Vorsorgeprinzip möglichst viele Prozeßschutzflächen eingerichtet werden müssen, damit ggf. einige in Erhaltungsflächen überführt werden können. Gründe und Prinzipien für Prozeßschutz werden mit Kapitel 2.4 vertieft.

Der synthetisierte Ziel- und Strategierahmen (Abbildung 6) entspricht zunächst der hierarchischen Leitbildmethode, nach der ausgehend von großräumigen und allgemeinen Leitbildern die Zielvorstellungen immer weiter für kleinere Raumeinheiten konkretisiert werden. Zugleich sind hier die Ergebnisse diskursiver Leitbildentwicklung integrierbar, da das hierarchische System als flexibel entworfen wurde. So sind auch die Forderungen nach flexiblen Leitbildern (ROWECK 1995, HEIDT & PLACHTER 1996, JESSEL 1998) einbeziehbar und stets in den weiteren Konkretisierungen der Teilziele zu beachten.

2.2 Teilleitbild „Erhaltung": Tierartenschutz mit einem Zielartenkonzept

2.2.1 Begriffskonzept

Der Schutz ausgewählter Tier- und Pflanzenarten sowie die Erhaltung und Entwicklung der natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt wird als Artenschutz verstanden (PLACHTER 1991, ANL 1994). In der vorliegenden Arbeit erfolgt eine pragmatische Beschränkung auf Tierarten (= zoologischer Artenschutz, Tierartenschutz).
Bei ca. 40.000 in Deutschland beschriebenen Tierarten (BLAB 1993: 12) können nicht alle Tierarten gleichermaßen ausführlich in Naturschutzkonzepten berücksichtigt werden. Eine sinnvolle und nachvollziehbare Beschränkung auf „wichtige" und vorrangig zu schützende Arten ist erforderlich. Jahrzehntelang wurden durch Liebhaber oder Fachleute bestimmter Tiergruppen meist subjektiv Arten ausgewählt, denen besondere Schutzanstrengungen zuteil wurden. Solche vorrangig zu schützenden Arten stellen „Zielarten" dar, ohne früher so bezeichnet worden zu sein. Der Begriff „Zielart" (engl. target species) wurde im deutschsprachigen Raum aufbauend auf nordamerikanischen Konzepten von

HOVESTADT ET AL. (1991) und RECK ET. AL. (1991) verbreitet (aktuelle Übersicht: CARL & JESSEL 1998). Da in der vielgestaltigen Kulturlandschaft Mitteleuropas der stellvertretende Schutz nur weniger Arten aber nicht ausreichen kann, wurden „Zielartensysteme" entwickelt (RECK ET AL. 1994, MÜHLENBERG ET AL. 1996, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, ALTMOOS 1997, WALTER ET AL. 1998), die je nach Autor etwas unterschiedlich definiert werden. Sie alle haben als „Zielartenkonzepte" das Ideal, über den Schutz ausgewählter Arten die Biodiversität eines Bezugraumes zu bewahren und besonders schutzwürdige Tierarten herauszustellen.
Aktuell erfährt der Begriff „Zielart" zusammen mit „Leit"- und „Zeigerarten" eine inflationäre Verwendung. Häufige Begriffsmißverständnisse und unterschiedliche Anwendungen im Naturschutz sind die Folge (ZEHLIUS-ECKERT 1998). Die Spannbreite reicht von der Verwendung von Zielartenkonzepten als plakative und alleinige Strategie des Naturschutzes bis zu deren völligen Ablehnung. Die Kritik beruht meist auf einer begründeten Skepsis gegenüber einer Strategie, die nur wenige Arten berücksichtigt, verbunden mit einer Unsicherheit beim Auswahlvorgang geeigneter Zielarten (WIEGLEB 1997). Häufig werden Zielartenkonzepte zudem aufgrund ihres angeblichen Mangels kritisiert, nicht die benötigten „flexiblen Leitbilder" (JESSEL 1995, ROWECK 1995, PLACHTER 1996) bereit zu stellen.

Vor dem Hintergrund der aufgezeigten Kritik wurde ein eigener methodischer Rahmen für Zielartenkonzepte entwickelt, der in Grundzügen und mit Anwendungsbeispielen für andere Regionen vorab publiziert wurde (ALTMOOS 1997, 1998, daraus Ansätze für Bergbaufolgelandschaften in DURKA ET AL. 1997a, 1999). In der vorliegenden Arbeit werden die bereits publizierten Grundzüge im folgenden nur kurz dargestellt, sowie methodische Ergänzungen, Erweiterungen und Verfeinerungen mit besonderer Berücksichtigung der Bergbaufolgelandschaft eingearbeitet (Teilkapitel 2.2.2-2.2.4), bevor die Flexibilität, Tauglichkeit und methodischen Grenzen herausgestellt und diskutiert werden (Teilkapitel 2.2.5).

Zur Vermeidung von Mißverständnissen muß zunächst die Definition der hier verwendeten Begriffe erfolgen. Dieses soll nicht die vielfältige Begriffsdiskussionen in den Vordergrund rücken (vgl. ZEHLIUS-ECKERT 1998), sondern die Verwendung der Begriffe in vorliegender Arbeit nachvollziehbar darlegen (Tabelle 4).

- **Zielarten** sind alle Arten, die vorrangig zu erhalten und zu fördern sind (verallgemeinert nach HOVESTADT ET AL. 1991, RECK ET AL. 1991). Ihre Auswahl erfolgt nach naturschutzstrategischen Kriterien. Zielarten sollen entweder derart ausgewählt werden, daß beim Schutz ihrer Lebensräume möglichst viele weitere Arten und Naturgüter mitgeschützt werden („Mitnahmewirkungen") oder daß sie unabhängig eventueller Mitnahmewirkungen per se besonders schutzwürdige Arten darstellen. Die Schutzmaßnahmen werden auf die Umwelt- und Lebensraumbedingungen ausgerichtet, die von den Zielarten benötigt werden.
  Die Auswahl von Zielarten stellt ein Bewertungsverfahren dar, das als normativer Schritt auf naturwissenschaftlichen Kenntnissen aufbaut, aber auch Auswahlkriterien anderer naturschutzrelevanter Wissenschaftsbereiche (z.B. Soziologie) enthalten kann. Eine Bewertung kann nicht als die Erarbeitung einer objektiven Wahrheit angesehen werden, sondern folgt aufbauend auf Grundlagenwissenschaften einer größtmöglichen fachlichen Begründung, Logik, Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit (z.B. PLACHTER 1994, WIEGLEB 1997).

- **Leitarten (im Sinne von „Charakterarten")** sind Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in anderen Landschaftstypen (FLADE 1994). Dazu ist zunächst die Region nach Landschaftstypen einzuteilen, denen dann „Leitarten" als für sie repräsentative Arten zugeordnet werden. Gegenüber Zielartenkonzepten, bei denen den Arten erst sekundär ihre benötigten Lebensräume zugeordnet werden, stellt dies das genau umgekehrte Vorgehen dar. Die Ermittlung von Leitarten kann aufbauend auf einer Landschaftsgliederung als eine ökologische, beschreibende Analyse angesehen werden. Erst mit klassifizierenden Schwellenwerten zur Stetigket der Art erfolgt ein normativer Schritt. Nach der

Ermittlung von Leitarten kann eine weitere Bewertung anschließen, indem aus Leitarten nach bestimmten Kriterien (z.B. Artenfehlbeträge, Mindest-Artenspektrum) Zielarten konstruiert werden (z.B. NETTMANN 1992, FLADE 1994, 1995, HEIDT ET AL. 1997).

- **Zeigerarten (synonym „Indikatorarten i.e.S.")** sind Arten, die durch ihr Vorkommen oder bestimmte Lebensäußerungen auf Umweltzustände schließen lassen, die sonst nicht sichtbar oder nicht einfacher direkt meßbar sind (vgl. RIECKEN 1992). Zeigerarten werden bedarfsweise in Abhängigkeit von einer definierten Fragestellung als Meßinstrumente herangezogen. Ihre Auswahl ist das Ergebnis naturwissenschaftlicher Kausalforschung.

Tabelle 4: Definition, Unterscheidung und Verwendung der Begriffe Zielart, Leitart und Zeigerart.

Das grau unterlegte Begriffskonzept der Zielarten wird aufgrund seiner Direktheit als Hauptkonzept des regionalisierten zoologischen Artenschutzes angesehen.

Begriff	**Zielart**	**Leitart (= „Charakterart")**	**Zeigerart (= Indikatorart)**
Kurzdefinition	Die in einer Region vorrangig zu schützende Art(en) erweitert nach HOVESTADT ET AL. (1991), RECK ET AL. (1994)	Für einen Landschaftsausschnitt repräsentative (typische, stetige) Art nach FLADE (1994)	Arten, die durch ihre Anwesenheit, Populationsgröße oder Verhalten zuverlässig und gegenüber anderen Meßmöglichkeiten einfacher meßbar über komplexe Umweltgrößen oder Wirkungen Auskunft geben. (Indikatordefinitionen, nach z.B. SCHUBERT 1985, RIECKEN 1992)
Stellung in der Zielermittlung im Artenschutz	Hauptkonzept Aufgrund seiner Direktheit Direkte Leitbilder des Artenschutzes	Ergänzend für Bewertungsfragen	Ergänzend für Detailfragen
		indirekte Bewertung durch Vorhandensein oder Fehlen der Arten	
Blickwinkel	Aut- und demökologisch: Arten, ihre Umwelt- und Lebensraumansprüche sowie Überlebenschancen	Raumbezogen: Zuvor abgegrenzte Raumeinheiten	Problemorientiert: Definierte Fragestellungen
Anwendung und Artenauswahl	Bewertung mit naturschutzstrategischen Kriterien	Naturwissenschaftliche beschreibende Analyse, anknüpfende normative und klassifizierende Schwellenwerte	Naturwissenschaftliche kausale Analyse (Test)

Die Begriffe Zielarten, Leitarten und Zeigerarten enthalten unterschiedliche Eigenschaften und Aussagemöglichkeiten, die zwar einander ergänzen können, aber doch getrennt voneinander verwendet werden müssen. Zielarten können gleichzeitig Leitarten und Zeigerarten sein und umgekehrt, eine Zwangsläufigkeit besteht aufgrund der unterschiedlichen Definitionen und Kriterien aber nicht. Alle drei Begriffe stellen unterschiedliche Einsatzinstrumente zur Zielbestimmung und Bewertung dar, die fachlich aufeinander abgestimmt für verschiedene Aufgabenstellungen des Artenschutzes in einer Region zum Einsatz kommen sollten. Aufgrund der Direktheit für die regionsbezogene Zielableitung und aufgrund ihrer möglichen Mitnahmewirkungen werden Zielarten als Hauptkonzept im Tierartenschutz im folgenden genauer ausgeführt.

2.2.2 Direkte und indirekte Bewertung von Flächen für Zielarten

Umweltbedingungen und Lebensräume für eine Zielart können direkt über die Anwesenheit der Art und ihre Populationsgröße bewertet werden (= „direkte Bewertung"). Unabhängig von einem aktuellen Vorkommen können die Umweltbedingungen aber auch indirekt anhand der vorhandenen oder entstehenden Ausprägung von Schlüsselfaktoren im Habitat bewertet werden („indirekte Bewertung").

Direkte und indirekte Bewertung (oft auch als direkte und indirekte Indikation bezeichnet, ALTMOOS 1997, 1998) können einander nicht ersetzen, da beide jeweils eigene Aussagemöglichkeiten und unterschiedliche Anwendungskriterien mit Vor- und Nachteilen beinhalten. Es müssen beide Bewertungsebenen für die Zielableitung und die anknüpfenden Auswahlverfahren von Vorranggebieten verwendet werden (Tabelle 5).

Tabelle 5: Unterschiede direkter und indirekter Bewertung von Flächen für Zielarten.

	Direkte Bewertung	**Indirekte Bewertung**
Meßgröße	Anwesenheit der Zielart, und / oder Populationsgröße	Für ein Vorkommen der Zielart erforderliche Umweltparameter und deren erfaßbare Kombinationen
Aussage	Aktuelle, tatsächliche Bedeutung des Habitates Eignung des Lebensraumes mit allen Faktoren und Wechselwirkungen	Aktuelle Bedeutung des Habitates unabhängig seiner aktuellen Besiedlung, Ableitung des künftigen Habitatpotentials (Extrapolationen) Detailkenntnis (nur) der gemessenen Umweltfaktoren
Unsicherheiten	Fehleinschätzungen durch natürliche Populationsschwankungen	Synergistische Wirkungen der einzelnen Umweltfaktoren schwer abbildbar, Erreichbarkeit des Lebensraumes nicht einbezogen.
Anwendungs-Voraussetzungen	Gut bekannte Autökologie, insbesondere zur Populationsökologie Sichere Erfaßbarkeit der Art (jahreszeitlich, methodisch)	Gut bekannte Autökologie der Art, Bedeutung der Umweltparameter Einfache Erfaßbarkeit des Parameters
Geeigneter Einsatz	Vertiefungsuntersuchung weniger Gebiete Meist nur zu begrenzten Zeiten	Flächige Extrapolationen über viele Gebiete Meist ganzjährig, auch bei zeitweisem Nichtvorkommen der Art
Folgerung	**Beide Bewertungsebenen benutzen**	

Wenn Habitatansprüche der Zielart und die damit korrelierenden strukturellen Ausprägungen eines Lebensraumes regional genau bekannt sind, können über solche oft ganzjährig und relativ einfach erfaßbare Parameter ausreichend gesicherte Aussagen über den Zustand des Lebensraumes ermittelt werden (indirekte Bewertung). Aufwendigere Erhebungen erscheinen dann verzichtbar. Derartige Strukturparameter beschreiben eine potentielle Bedeutung ohne Berücksichtigung der aktuellen Anwesenheit der Zielarten. Insbesondere für mobile Tierarten oder für Arten mit natürlicherweise hohen Populationsschwankungen kommt solch einem „Strukturpotential" hohe Bedeutung zu: Das Struktur- und Nahrungsangebot verschiedener Standorte wird zu verschiedenen Zeiten genutzt, auch wenn die Tierart zeitweise fehlt. Die benötigten Strukturen müssen jedoch grundsätzlich vorhanden sein.
„Der Umkehrschluß, nachdem aus der Kartierung von Strukturen über eine „potentielle Besiedlung" uneingeschränkt auf das tatsächliche Vorkommen von Tierarten geschlossen wird, ist jedoch unzulässig, da die Struktur selten der einzige für die Besiedlung relevante Parameter ist, auch wenn strukturelle Komponenten heute oftmals den Überlebensengpaß darstellen" (RIECKEN 1992: 18). Die Komplexität der Lebensraumfaktoren und der Lebensraumansprüche der Arten (z.B. Geschichte der relevanten Flächen, Witterung, mikroklimatische Besonderheiten, Nahrungsangebot) kann nicht allein durch Strukturen oder einzelne Umweltfaktoren ausgedrückt werden. Nur ein tatsächliches Vorhandensein von Arten läßt mittels dem Indikationsprinzip Rückschlüsse über den komplexen Zustand zu (direkte Bewertung). Die Nachweise von Artvorkommen sind jedoch meist sehr viel aufwendiger zu erbringen als die Ermittlung von Strukturen. Natürliche Populationsschwankungen können zu einer Unsicherheit in der Beurteilung beitragen, sie müssen wie auch überregionale Einflußfaktoren mitberücksichtigt werden. Für ortstreue Arten ohne hohe Populationschwankungen können jedoch durch eine direkte Bewertung oft ausreichend abgesicherte Aussagen durch gezielte Nachsuche erreicht werden (vgl. RIECKEN 1992, PLACHTER 1992).

2.2.3 Methodischer Rahmen zur Auswahl von Zielarten und Zielartensystemen

Für die Auswahl von Zielarten gibt es bereits zahlreiche Kriterienkataloge. Die im folgenden dargestellten eigenen Entwicklungen sollen nicht ein zusätzliches Auswahlverfahren neben die bestehenden Verfahren stellen, sondern es werden vorliegende Ansätze (z.B. HOVESTADT ET AL. 1991, RECK ET AL. 1991, 1994, VOGEL ET AL. 1996, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, WALTER ET AL. 1998) zu einer Synthese gebracht. Dabei erweist sich eine Einteilung in „Ausschlußkriterien", die in jedem Fall zu erfüllen sind, und in „Einzelkriterien", von denen zusätzlich zu allen Ausschlußkriterien mindestens eines zu erfüllen ist, als erforderlich. So wird ein **methodischer Rahmen für die Zielartenauswahl** erarbeitet, der je nach Aufgabenstellung variiert werden kann. Dieser Rahmen wurde in Grundzügen bereits publiziert (ALTMOOS 1997, 1998); daher werden im folgenden nur kurz die für die weitere Arbeit wichtigen Sachverhalte zusammengefaßt, sowie zusätzlich die Ergänzungen in Form regionsübertragbarer Neuentwicklungen und spezieller Anpassungen für Bergbaufolgelandschaften abgeleitet und eingebunden (Abbildung 7, Tabelle 6).
Ausschlußkriterien sind diejenigen Kriterien, die für eine Eignung einer Art als Zielart unbedingt erforderlich sind und die alle zugleich erfüllt sein müssen. Die folgende Liste von Ausschlußkriterien stellt eine begründete Erweiterung der Kriterieninhalte oben zitierter Autoren dar:

- Zielarten müssen in der Bezugsregion **heimisch** sein: Sie müssen aktuell vorkommen oder von selbst einwandern können. Im Gegensatz zur Beschränkung der oben genannter Autoren auf reproduktive Arten der Region sollen auch nicht reproduktive Tierarten als Zielarten berücksichtigt werden können, wenn sie regelmäßig und in einer bestimmten Mindestzahl vorkommen sowie die Regionsflächen zeitweise einen wesentlichen Beitrag für ihr Vorkommen leisten können (z.B. bedeutende Rastlebensräume). Hierfür fehlen noch konsensfähige Konkretisierungen im Zielartenkonzeptes. Dieser aktuelle Mangel soll durch zukünftige Untersuchungen beseitigt werden.
  Für die regionale Bergbaufolgelandschaften werden vorläufig nur die hier reproduktionsfähigen Tierarten berücksichtigt, zumal konkrete Daten zu Rastlebensräumen erst bei der künftig verstärkten

Entstehung von Wasserflächen ermittelt werden können. Bestehende Daten zu rastenden Wasservögeln (DORSCH & DORSCH 1968, 1969, KLAUS & KRUG 1993) reichen noch nicht aus. Wichtige potentielle Rastplätze für weitere wandernde Tierarten, z.B. Gänse oder Kraniche, sind im Südraum Leipzig noch nicht ausreichend untersucht; sie sollten künftig einbezogen werden.

- Zielarten müssen durch Fachleute **methodisch gut erfaßbar** sein (Bestimmbarkeit in vivo). Zudem sollen grundlegende Kenntnissen zu Phänologie, Lebensweise und Ansprüche der Tierart bekannt sein. In der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig wird dieses Kriterium wie spezifiziert: Die Anwesenheit von Imaginalstadien der Zielarten soll optisch (direkt mit Auge, Fernglas oder einfachem Kescher) oder akustisch (ohne Ultraschallverstärker) während eines Zeitraumes von mindestens vier Wochen im Jahr sicher erfaßbar sein. Diese Begrenzung ist für die Zielstellung der Arbeit erforderlich, da für die zur Auswahl stehenden Gebiete die Vorkommen der Zielarten und ihre Habitate zu Vergleichszwecken sicher erfaßt werden müssen. Damit werden für diese Arbeit beispielsweise versteckt lebende Bodenwirbellose, viele nur mit Lichtfang sicher erfaßbare Nachtfalter und Fledermäuse (Ultraschalldetektor) als Zielarten ausgeschlossen. In anderen Regionen und für andere Aufgabenstellungen sind aber auch solche Zielarten sinnvoll (ALTMOOS 1997).

  Die Laufkäfern stellen einen Grenzfall dar: Einerseits sind sie nur über ein aufwendiges Bodenfallenprogramm sicher erfaßbar, andererseits verweisen nach eigenen Untersuchungen (DURKA ET AL. 1997b) einige Arten auf bedeutsame Lebensraumqualitäten, die sicher gemessen werden können und ohne dieser Arten unberücksichtigt blieben. Daher sind *Nebria livida* und *Omophron limbatum* als Zielarten ableitbar, sie können aber nur mit indirekter Bewertung einbezogen werden.

- Zielarten müssen in der Region unter Berücksichtigung der aktuellen und zukünftigen Landnutzung und Umweltbedingungen eine **wirkliche Überlebenschance** aufweisen (Vertiefung siehe HOVESTADT ET AL. 1991, ALTMOOS 1997). Reproduktive Großtierarten, die aufgrund ihres großen Raumanspruches regional keine allein überlebensfähigen Populationen aufbauen können, dürfen dabei nicht ausgeschlossen werden (z.B. größere Brutvögel im Südraum Leipzig): Die Region kann eine Teilverantwortung innehaben und zur überregionalen Erhaltung wesentliche Beiträge liefern. Für Maßnahmenableitung und Erfolgskontrolle sind dann aber auch benachbarte Regionen und überregionale Verhältnisse zu berücksichtigen (z.B. für Raubwürger nach ROTHHAUPT & VOGEL 1996).

Tabelle 6: Übersicht der Kriterien für die Zielartableitung und ihre Prüfmethoden.

Zielart-Kriterium		Kriterienprüfung			
Abkürzung	Bezeichnung	Ver-breitung	Aut-ökologie	Rote Listen	Ermessen
Ausschlußkriterien					
Meth	Methodisch leicht erfaßbar		x		X
Heim	potentiell heimisch / regionsangepaßt	x	x	x	
Überleben	Überlebenschance	x	x	x	X
Komplex	Hohe raum- und lebensraumkomplexe Ansprüche		x		X
Attr	Attraktive, sympathische, populäre Arten				X
Einzelkriterien					
Über	Überregionaler Verbreitungsschwerpunkt in der Region (Populations- oder Habitatvorkommen)	x	x		
Rand	Randbereich der überregionalen Verbreitung	x			
Relikt	Arten mit Reliktvorkommen und Endemiten	x		x	
Gef	überregional gefährdet und/oder selten	x		x	X
Aus	Arten mit geringem Ausbreitungspotential		x		X
Stör	Störungsempfindliche Arten		x		X
Ind	Zeigerarten (zeitweiser Wert für Forschung)		x		
Schlüssel	Arten mit Schlüsselfunktionen in Ökosystemen		x		X

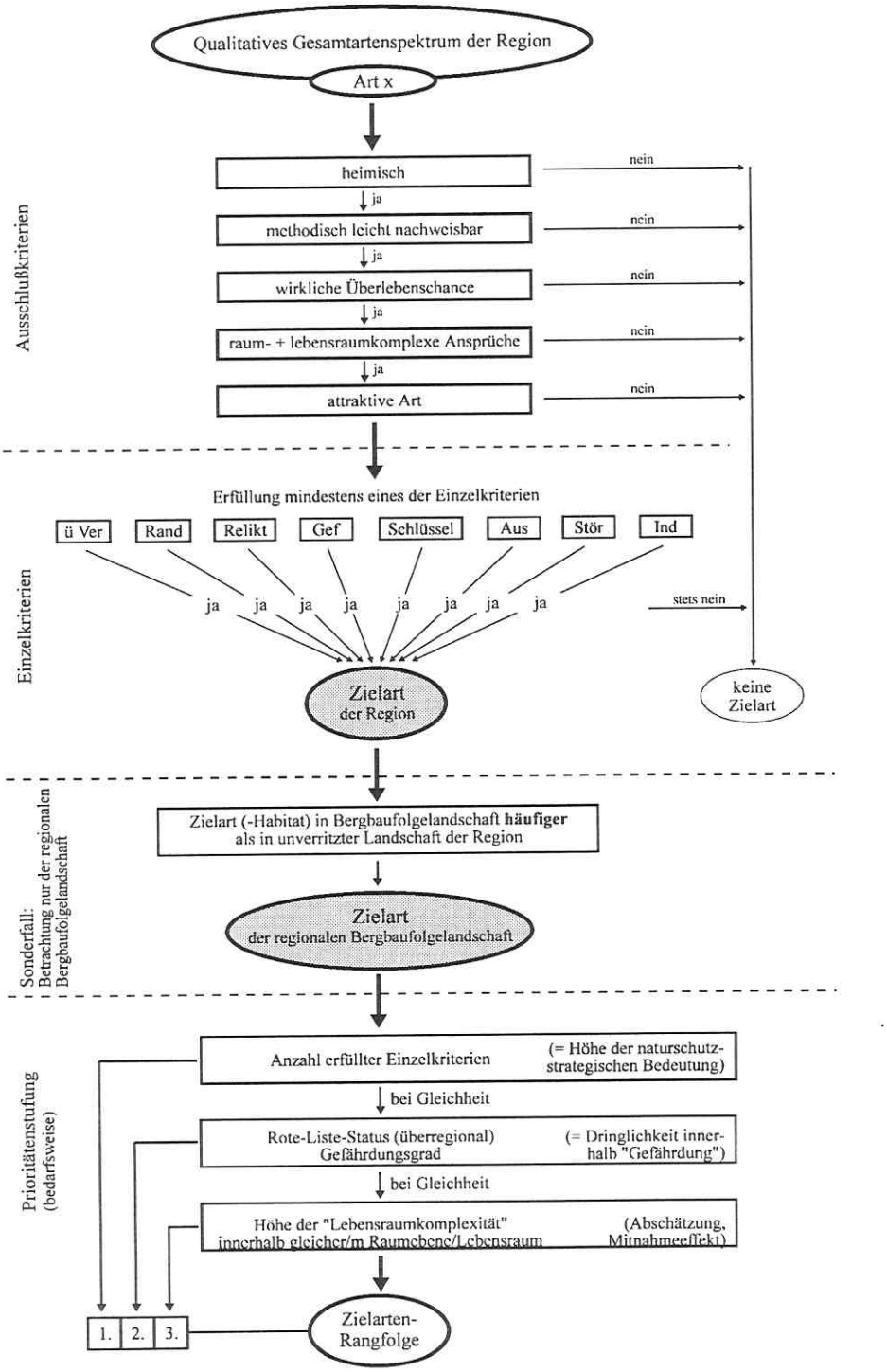


Abbildung 7: Methodischer Rahmen zur Auswahl von Zielarten für Bergbaufolgelandschaften.

verändert nach ALTMOOS (1997). Erklärung der Abkürzungen im Text und in Tabelle 6.

Die bisher angeführten Ausschlußkriterien sind Grundbedingung für die Zielartenableitung. Die im folgenden als „weitere Ausschlußkriterien" eingeteilten Kriterien können in Abhängigkeit von der Aufgabenstellung hingegen auch weggelassen werden oder als Einzelkriterium (vgl. unten) eingesetzt werden. Im vorliegenden Fall sind sie für die Aufgabenstellung von Tierartenschutz in Bergbaufolgelandschaften als Ausschlußkriterien sinnvoll:

- Die Tierart soll einen deutliche **„Mitnahmewirkung"** (= Schirmwirkung) für möglichst viele andere Arten bei auf sie bezogenen Lebensraumschutz aufweisen (engl. umbrella effect). Abgebildet wird die Mitnahmewirkung durch die Eigenschaft einer Tierart, besonders **komplexe Raumansprüche** in ihrem Gesamtlebensraum aufzuweisen (ausführlich HOVESTADT ET AL. 1991, ALTMOOS 1997, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Die Mitnahmewirkung ist aber getrennt für **verschiedene Raumebenen** zu betrachten: Beispielsweise die Sumpf-Heuschrecke *Stetophyma grossum* besitzt komplexe Habitatansprüche innerhalb von Feuchtwiesen (= „spezifische Indikation in einem Lebensraum"). Ihre Mitnahmewirkung für weitere Wirbellose der Feuchtwiesen darf aber nicht mit dem Mitnahmewirkung einer Großvogelart verglichen werden. Großvögel benötigen völlig verschiedenartige Lebensräume in der Gesamtlandschaft, ohne jedoch in den Teillebensräumen auf viele spezifische Qualitäten angewiesen zu sein (=„unspezifische", aber großflächige Indikation, z.B. Rotmilan). Beide Artbeispiele besitzen Mitnahmewirkungen für andere Arten gleicher und darunterliegender Raumebene, aber ihre Mitnahmewirkungen können nicht durch die raumübergreifende Art vollständig berücksichtigt werden (ausführlich ALTMOOS 1997, 1998, daher hier nur kurz gefaßt).
  Dieses Ausschlußkriterium soll nur als solches verwendet werden, wenn gemäß der Aufgabenstellung anhand weniger stellvertretender Tierarten eine möglichst hohe Biodiversität geschützt werden soll. Da mit dem Kriterium schutzwürdige Tierarten ohne nennenswerte Mitnahmewirkung ausgeschlossen werden, die aufgrund ihrer sonstigen strategischen Bedeutung (z.B. Gefährdung) aber für Artenschutz wichtig sind, kann dieses Kriterium in anderen Anwendungen auch nur als Einzelkriterium verwendet werden.

- Zielarten sollen **attraktiv** oder später als attraktiv in der Öffentlichkeit darstellbar sein. Mitteleuropa besitzt jedoch nur sehr wenige große und farbige Arten, weshalb für einen sehr breiten Toleranzrahmen plädiert wird. Sind die bisher angeführten Kriterien aus naturwissenschaftlichen Sachverhalten abgeleitet, so stellt das Kriterium der Attraktivität ein soziologisches Bewertungskriterium dar. Da die soziologische Akzeptanz von Artenschutz eine Voraussetzung für Erfolg ist und Naturschutz z.B. nach PLACHTER (1991) nicht nur auf Naturwissenschaften aufbaut, wird das Kriterium hier als Ausschlußkriterium verwendet. Je nach Aufgabenstellung kann auch die Einordnung als Einzelkriterium oder der Verzicht auf dieses Kriterium sinnvoll sein.

In der gängigen Praxis erfolgt bei der Auswahl von Zielarten oft eine Begrenzung auf gefährdete Arten (Arten der „Roten Listen", nach HOVESTADT ET AL. 1991). Doch auch Arten abseits der Roten Listen können als naturschutzstrategisch bedeutsam eingestuft werden, wenn sie bestimmte Kriterien erfüllen. „Gefährdung" darf also nicht als Ausschlußkriterium angesehen werden, sondern stellt eines von mehreren gleichrangigen **Einzelkriterien** dar, die jeweils eine eigene naturschutzstrategische Bedeutung der Art in der Bezugsregion anzeigen. Für die Eignung als Zielart muß demnach zusätzlich zu den Ausschlußkriterien mindestens eines der folgenden Einzelkriterien erfüllt werden (Kriterienabkürzung wie in Tabelle 6 und Abbildung 7):

- **„üVer"**: Die Art hat einen ihrer überregionalen Verbreitungsschwerpunkte in der Bezugsregion oder findet hier eine im überregionalen Vergleich besonders gute Lebensraumqualität vor (vgl. HEIDT ET AL. 1997 und FFH-Kriterien für prioritäre Arten nach SSYMANK 1995). In der Bergbaufolgelandschaft trifft dies beispielsweise nach MEYER & GROßE (1997) für die Wechsel- und

Kreuzkröte, sowie nach STUFA (1995) und STEFFENS ET AL. (1998) für Brachpieper und Steinschmätzer zu.

- **„Rand"**: Die Art befindet sich in der Bezugsregion am Randbereich ihrer gegenwärtigen, natürlichen, überregionalen Verbreitung (dabei Orientierung an Naturräumen, nicht an Verwaltungseinheiten!). Die Region besitzt damit besondere Bedeutung für die natürliche weitere Ausbreitung der Art oder präventiv gegen anthropogene Bestandsrückgänge. In der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig befindet sich beispielsweise die Sichel-Heuschrecke *Phaneroptera falcata* am Randbereich ihrer gegenwärtigen natürlichen Verbreitung, allerdings mit der Tendenz zügiger weiterer Ausbreitung (KLAUS 1994, MATZKE 1995).

- **„Relikt"**: Endemiten in der Bezugsregion und überregionale Reliktvorkommen von Arten sind vorrangig schützenswert: Endemiten kommen weltweit nur hier vor und die Region hat für die Erhaltung der Art weltweite Verantwortung. Räumlich isolierte Vorkommen (Reliktvorkommen) weisen meist eigene genetische Variablitäten zu anderen Vorkommen der Art auf und sie sind für die Erhaltung genetischer Vielfalt zu schützen. In der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig ist derzeit nur der Tagfalter *Hipparchia hermione* (Kleiner Waldportier) als Reliktvorkommen bekannt (ALTMOOS & DURKA 1996). Dieses Kriterium kann nur auf regional reproduktive Organismen bezogen werden.

- **„Gef":** Überregional gefährdete Arten sind besonders schutzwürdig („klassisches Kriterium", vgl. HOVESTADT ET AL. 1991, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Als Abbild dieses Kriteriums wird das Erscheinen der Tierart auf einer bundesweiten „Roten Liste" aufgefaßt, die definitionsgemäß bereits eine Expertenkonvention nach fachlichen Kriterien darstellt.

Die folgenden Einzelkriterien werden in allgemeiner Form in die regionsübertragbare Zielartenbestimmung einbezogen, mangels Kenntnissen können sie aber derzeit für die Bergbaufolgelandschaft noch nicht operationalisiert werden:

- **„Schlüssel"**: Arten, die wesentliche „Schlüsselfunktionen" (= „Schalterfunktionen") innehaben, indem sie den Lebensraum aktiv und maßgeblich für viele andere Arten gestalten (engl. keystone species, vgl. HOVESTADT ET AL. 1991). Hier besteht ein Konkretisierungsbedarf, da jede Tierart eine Funktion in der Natur hat. In Wäldern beispielsweise stellt der Schwarzspecht als Großhöhlenbauer eine wichtige „Schlüsselart" dar (ALTMOOS 1997). In der Bergbaufolgelandschaft ist keine ausgesprochene Schlüsselart bekannt.

- **„Aus":** Arten, die eine besonders geringe Ausbreitungs- und Etablierungsfähigkeit besitzen, sind von Lebensraumzerstörungen besonders betroffen, da ihre Vorkommen kaum „wiederherstellbar" sind.

- **„Stör":** Arten, die besonders störanfällig sind, reagieren besonders empfindlich und können als „Qualitätssymbole" ungestörter Landschaften angesehen werden (analog dem Wertmaßstab „Naturnähe").
  Die Kriterien „Aus" und „Stör" bauen auf ökologischen Grundlagen auf und müssen durch Forschung weiter spezifiziert werden. In allgemeiner Form werden sie in diesen methodischen Rahmen einbezogen, für die Bergbaufolgelandschaft sind sie noch nicht operabel.

- **„Ind":** Arten, die wichtige Indikatoren darstellen (Zeigerartendefinition, Tabelle 4) besitzen großen ökonomischen Wert für die Forschung. Derzeit erfüllt in der Bergbaufolgelandschaft keine Zielart dieses Kriterium..

Nachdem auf diese Weise die Zielarten für den Südraum Leipzig abgeleitet werden können, muß die Auswahl für den **Sonderfall der regionalen Bergbaufolgelandschaft** spezifiziert werden. Dieses wird durch ein weiteres Kriterium erreicht, das die Bergbaufolgelandschaft in Bezug zur unverritzten Landschaft setzt:

- Die Tierart oder ihr Habitat soll in Bergbaufolgelandschaften **häufiger als in der unverritzten Landschaft** der Bezugsregion Südraum Leipzig sein. Mit diesem normativen Zusatz sollen diejenigen Tierarten als Zielarten ausgeschlossen werden, die nur unwesentlich von der regionalen Bergbaufolgelandschaft abhängen. Dabei darf aber nicht nur die aktuelle Bedeutung der Bergbaufolgelandschaft betrachtet werden, sondern es muß das Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaft für die jeweilige Art bzw. für ihr Optimalhabitat berücksichtigt werden.

Alle Kriterien enthalten einen **Ermessensspielraum**, wie er bei Bewertungen üblich ist. Dieser soll mit vertieften Kenntnissen und normativen Schwellenwerten künftig weiter eingegrenzt werden.

Innerhalb der Zielarten kann eine weitere **Prioritätenstufung** erfolgen (vgl. Abbildung 7)

1. nach der Anzahl erfüllter Einzelkriterien als Abbild für die generelle naturschutzstrategische Bedeutung der Art in der Region, bei Gleichrang
2. nach dem Rote Liste-Status als Abbild für die Dringlichkeit innerhalb des Einzelkriteriums Gefährdung ("Gef"), bei Gleichrang
3. nach einer Abschätzung der Höhe der Mitnahmewirkung für möglichst viele Arten (ALTMOOS 1997).

Ziel des Artenschutzes ist es, neben vorrangig zu schützenden Einzelarten („Zielarten") die gesamte Artenvielfalt einer Region unter natürlichen Umwelt- und Selektionsbedingungen zu erhalten und zu entwickeln (z.B. KAULE 1991, PLACHTER 1991). So ist ein breit gefächertes, aber überschaubares **Zielartensystem** auf verschiedenen Raumebenen erforderlich (RECK ET AL. 1991, 1994, MÜHLENBERG ET AL. 1996, ALTMOOS 1997, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, BRINKMANN ET AL. 1998, RECK 1998, WALTER ET AL. 1998):
Ein regionales Zielartensystem wird in Weiterentwicklung bzw. Konkretisierung von oben genannter Autoren hier verstanden als eine möglichst geringe Anzahl von Zielarten (Überschaubarkeit), die gleichzeitig stellvertretend und repräsentativ (größtmögliche Mitnahmewirkung) für möglichst viele Arten, Lebensgemeinschaften, Landschafts- und Lebensraumtypen einer Bezugsregion ist und daher auch für einzelne Lebensraumtypen stets Mehr-Arten-Systeme darstellt (Vielgestaltigkeit).
Dazu wurde in allgemeiner Form bereits ein nachvollziehbarer Auswahlvorgang herausgearbeitet und für andere Regionen angewendet (ALTMOOS 1997, 1998: Biosphärenreservat Rhön). Für Bergbaufolgelandschaften kann nach dem bisherigen Auswahlvorgang eine überschaubare Zielartenzahl abgeleitet werden (< 50 Arten), die zugleich eine Spannbreite aller grundsätzlichen Raumebenen und Lebensraumtypen abbildet (> 20 Arten), so daß eine zusätzliche Einengung oder Erweiterung nicht erforderlich ist.

In der Bergbaufolgelandschaft werden die Zielarten den drei grob unterscheidbaren Lebensraumbereichen Offenland, Halboffenland und Feuchtkomplexe (Wasser-Land-Komplexe) zugeordnet. Darin sind bereits verschiedene Raumtiefen enthalten, z.B. Tierarten, die große Halboffenland-Komplexe benötigen (z.B. Neuntöter), dann Zielarten, die darin nur Teilbereiche bzw. Offenlandhabitate nutzen (z.B. Heuschrecken *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens*) und zuletzt Tierarten, die auf einzelne Teilstrukturen angewiesen sind.
Für Wald in Bergbaufolgelandschaften können anhand von Sukzessionsuntersuchungen (DURKA ET AL. 1997a) mögliche Zielartvorkommen derzeit nur unscharf extrapoliert werden, so daß in dieser Arbeit der Lebensraumbereich Wald für Zielarten noch unberücksichtigt bleiben muß. Die langfristige natürliche Entwicklung von Wäldern und die zukünftig mögliche Etablierung von Zielarten der Wälder wird über „Prozeßschutz" einbezogen. Nach Jahrzehnten können auch für Wälder Zielarten abgeleitet werden und

einige Wälder aus Prozeßschutz in ein Erhaltungsmanagement überführt werden (vgl. Kapitel 2.1: zeitlich flexible Leitbilder). Analog gilt dieses für größere Wasserflächen, die zukünftig verstärkt entstehen werden. Erste Vorstellungen über mögliche Rastfunktionen für potentielle Zielarten unter den rastenden Zugvögeln geben DORSCH & DORSCH (1968, 1969) und KLAUS & KRUG (1993).

2.2.4 Zielarten der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig

Das Vorkommen tierischer Organismen in der Region Südraum Leipzig wird auf ca. 10.000 Arten geschätzt (vgl. DURKA ET AL. 1997a). Für ca. 1000 Arten liegen derzeit Daten vor, die eine Kriterienprüfung für Zielarten gemäß dem methodischen Rahmen (Abbildung 7, Tabelle 6) ermöglichen. Dieses sind Arten aus den Tiergruppen der Säugetiere, Brutvögel, Amphibien, Reptilien, Tagfalter, Mollusken, Libellen, Heuschrecken, Sandlaufkäfer und optisch gut bestimmbare Laufkäfer, sowie Netzflügler. Datengrundlage für die Kriterienprüfung der Arten sind die regionale Bibliographie mit ihren Tierartdaten (Anhang), sowie die Datenauswertung zu allen Vorrangflächen (Kapitel 1.5.5), ergänzt durch eigene Geländebegehungen (teilpubliziert in DURKA ET AL. 1997a). Daraus können nach dem Ableitungsvorgang für Zielarten (Abbildung 7) derzeit 31 Zielarten für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig ausgewählt werden (Tabelle 7). Die genaue Kriterienerfüllung der 31 Zielarten wird im Anhang dargestellt (Methodenanhang Zielarten).

Tabelle 7: Zielartensystem für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig.

Wirbeltiere mit deutschem Namen, Wirbellose mit wissenschaftlichem Namen und Tiergruppencode in Klammern (FALT = Tagfalter, HEU = Heuschrecke, KÄF = Käfer, LIB = Libelle, NET = Netzflügler).

Die Zielarten sind zur Übersicht nach Lebensraumbereichen und Raumebenen geordnet, Raumebenen abgeschätzt nach Raumanspruch und Komplexität benötigter Reproduktions- und Nahrungsgebiete der Tierart: 1: große Landschaftsausschnitte, 2: größere Lebensraumkomplexe, 3: einzelne, relativ einheitliche Lebensraumbereiche, 4: räumlich begrenzte Strukturen. Die Zuordnung von Lebensraumbereichen und Raumebenen weist Übergänge auf: Wenig raumbeanspruchende Tierarten des Offenlandes können auch auf Teilflächen des Halboffenlandes vorkommen. Wenig raumbeanspruchende Arten der Feuchtkomplexe können auch in kleinen Feuchtstellen innerhalb der Offenländer und Halboffenländer vorkommen.

Die in Klammern gesetzten Laufkäferarten können nur über indirekte Bewertung berücksichtigt werden.

Offenland Vegetationsarmes Gelände oder Rasen, < 10% Holzgewächse	**Halboffenland** Verbuschung und Bäume < 60 %	**Feuchtkomplexe** Wasser-Land-Komplexe, Tümpel und kleine Stillgewässer	Raumebene
	Raubwürger	Rohrweihe	1
Steinschmätzer Brachpieper Grauammer Schafstelze Uferschwalbe	Neuntöter Sperbergrasmücke Braunkehlchen Schwarzkehlchen *Phaneroptera falcata* (HEU) *Hipparchia hermione* (FALT)	Rohrdommel Drosselrohrsänger Teichrohrsänger Laubfrosch Wechselkröte Kreuzkröte Knoblauchkröte	2
Sphingonotus caerulans (HEU) *Oedipoda caerulescens* (HEU)		*Sympetrum pedemontanum*(LIB) *Orthetrum coerulescens* (LIB) *Orthetrum brunneum* (LIB) *Ischnura pumilio* (LIB)	3
Cicindela hybrida (KÄF)	*Myrmeleon formicarius* (NET) *Euroleon nostras* (NET)	*(Omophron limbatum)* (KÄF) *(Nebria livida)* (KÄF)	4

Aus den Tiergruppen der Spinnen, Hautflügler, Wanzen und Schwebfliegen sind weitere Zielarten zu erwarten, wenn zukünftig Untersuchungen zu deren Artenspektrum, Verbreitung und Ökologie in der regionalen Bergbaufolgelandschaft durchgeführt würden. Alle Bodenwirbellose wurden aufgrund ihrer methodisch schwierigen Erfaßbarkeit als Zielarten vorläufig ausgeschlossen, welches ihre Schutzwürdigkeit aber nicht negieren soll (vgl. DUNGER 1995). Sie können mit ihren Lebensraumansprüchen über andere Naturschutzziele indirekt berücksichtigt werden (Mitnahmewirkungen der gewählten Zielarten, Prozeßschutz).

2.2.5 Tauglichkeit: Flexibilitäten, Vorteile und methodische Grenzen

Alle Zielgrößen im Naturschutz und die sie fördernden Maßnahmen dürfen grundsätzlich nicht starr sein, sondern sollen gemäß der Forderung **„flexibler Leitbilder"** innerhalb von Toleranzgrenzen oder oberhalb von Mindestqualitäten schwanken dürfen (vgl. z.B. JESSEL 1995, 1998, PLACHTER 1996, HEIDT ET AL. 1997). Die hier weiterentwickelten und konkretisierten Methoden für Zielartbestimmung überwinden aufgabengemäß die oft kritisierte vermeintliche „Starrheit" von Zielartenfestlegungen. Dabei wird Flexibilität bei der (1) Zielermittlung und (2) bei zielbezogenen Maßnahmen unterschieden und im folgenden herausgestellt; sie ist sowohl für die weitere Auswahl von Zielarten, für die Auswahl von Gebieten für Zielarten als auch bei späteren Managementmaßnahmen in den Gebieten wichtig.

(1) Variabilität und Dynamik der Ziele - Zielarten als „flexible Leitbilder":

Zeitlich flexible Zielartenauswahl: Die bislang nach HOVESTADT ET AL. (1991) verbreiteten, aber stark einschränkenden Auswahlkriterien für Zielarten wurden erweitert und lassen zeitliche Veränderungen zu: Manche Tierarten können aufgrund ihrer Verbreitung (Kernbereich, Randbereich) als Zielart ausgewählt werden. Je nach sich natürlich ändernder Verbreitung können diese als Zielarten ausfallen und neue dazukommen. Auch das Auswahlkriterium der Gefährdung ist zeitlich flexibel. So verändert sich im Lauf der Zeit und bei sich ändernden (natürlichen) Bedingungen die Zielartenauswahl und demnach die fachlichen Prioritäten. Damit wird einer natürlichen Landschaftsdynamik sinnvollerweise entsprochen, ohne Ziele und Maßnahmen abrupt umzukehren.

Zielartenzahl und -kollektive: Mit dem Zielartensystem werden „Mehr-Artensysteme" auch innerhalb einzelner Lebensräume berücksichtigt (wie auch bei z.B. BRINKMANN ET AL. 1998, RECK 1998, WALTER ET AL. 1998). Mit den unterschiedlichen Ansprüchen verschiedener Arten innerhalb des gleichen Lebensraumes wird eine Variationsbreite der Ziele bewirkt und eine Uniformierung von Landschaft und Lebensraum vermieden.

Zielgröße einer direkten Bewertung – Variabilität der Zielpopulation: Bei der direkten Bewertung müssen populationsdynamische Vorgänge und ein Vorkommen in Metapopulationen beachtet werden: Danach ist keine konstante Populationsgröße anzustreben, sondern eine Mindestpopulation zu sichern, die auf Teilräume verteilt sein kann (z.B. SHAFFER 1981, HANSKI 1996, REICH & GRIMM 1996).

Zielgröße einer indirekten Bewertung - Variabilität der Habitate: Mit dem Konzept der Metapopulation wird auch ein Handlungsrahmen gestützt, der zuerst aktuelle Optimalhabitate mit hohen Populationsstärken („mainlands") sichert, dann aber auch geeignete Habitate ohne zeitweise Besiedlung („islands"). Die Nichtberücksichtigung und das Entfernen von aktuell von der Zielart nicht besetzten, aber geeigneten Habitaten, kann sogar zum Zusammenbruch einer etablierten und funktionsfähigen Metapopulation führen (BERGER ET AL. 1995).
Viele Arten sind innerhalb ihrer Metapopulation auf eine Ausprägungbreite angewiesen, die Habitatnutzung einer Art kann zeitlich und teilräumlich oft sehr verschieden sein: Beispielsweise können zeitweise Libellen von scheinbar suboptimalen Qualitäten außerhalb ihrer Kernhabitate abhängen

(STERNBERG 1995). Durch Detailstudie der Lebensgeschichte von Weibchen der Erdkröte wurde an der Oberen Isar eine hohe fortpflanzungsbiologische Plastizität der Art ermittelt, wobei nur zeitweise Habitatpräferenzen genau eingrenzbar sind und sich von anderen Teilräumen unterscheiden (KUHN 1993). Daher ist es in Abhängigkeit von Ansprüchen einer Zielart wichtig, daß verschiedene Habitateignungen oberhalb einer Mindesteignung innerhalb einer Region gewährleistet werden. Diese müssen dabei nicht am gleichen Ort fest liegen, sondern dürfen in Zeit und Raum wechseln (BERGER ET AL. 1995). Dieses entspricht einer natürlichen Umweltvariabilität und Dynamik.
Diese Variabilität von Habitateignungen dient zugleich der konzeptionellen Absicherung bei Kenntnisdefiziten: Innerhalb eines breiten Ausprägungsspektrums von mehreren grundsätzlich geeigneten Habitaten sind mit hoher Wahrscheinlichkeit vielleicht noch unbekannte, aber erforderliche Schlüsselfaktoren und Detailqualitäten für eine Art im Raum vorhanden.

(2) Variabilität und Dynamik der Maßnahmen

(Wichtig erst für die Pflegemaßnahmen der für Zielarten ausgewählte Vorrangflächen, nicht schon bei der Gebietsauswahl)

„Prozesse" als vorrangige Managementoption für die Habitatentwicklung: Die Einbeziehung von Phasen der Nutzung (z.B. ökonomisch und naturschutzfachlich sinnvolle Beweidung oder Mahd) oder von natürlichen Prozessen (z.B. Teilphasen der Sukzession) und deren Lenkung (z.B. Bereitung von Initialen, Unterbrechung) soll ein sinnvoller und vorrangiger Teil des Managements geeigneter Habitate sein (RINGLER 1995, PLACHTER 1996, SCHERZINGER 1996, 1997, ALTMOOS 1997, 1998; „gelenkte Sukzession" nach MAHN & TISCHEW 1995, KIRMER & MAHN 1998, TISCHEW 1998). Dann stellt quasi ein „zeitweiser Prozeßschutz" den naturnächsten und ökonomischsten Weg zum Ziel dar (vgl. BRADSHAW 1997). Dabei sollen aber „natürliche Zufälle" zugelassen werden. Im Gegensatz dazu stellt in einem enger definierten Prozeßschutz die natürliche Entwicklung das Ziel und den Weg zugleich dar (vgl. Prozeßschutz, Kapitel 2.4).

Variable Nutzungsprozesse im Habitatmanagement für Zielarten: Nutzungen und ersatzweise auch die sie simulierende „Pflege" müssen für viele Zielarten variabel sein. Frühere Nutzungen waren oft von Unregelmäßigkeiten und Zufällen geprägt, an die viele Zielarten der Kulturlandschaft angepaßt oder von denen sie gar abhängig sind. Im Management und der Pflegenutzung müssen daher innerhalb größerer Räume wieder „Zufälle" und „Unregelmäßigkeiten" auf Flächen zugelassen werden, um möglicherweise positive und kaum vorhersehbare Entwicklungen für (Ziel-)Arten zuzulassen (vgl. KONOLD 1998). Dabei muß aber der Anspruchstyp der betreffenden Zielarten bekannt sein. Ein Beispiel für die Bergbaufolgelandschaft sind durch Fahrbewegungen zufällig entstehende und vergehende Kleintümpel, die zeitlich unterschiedliche Optimalhabitate für die Wechselkröte darstellen.

Funktionsänderungen von Nutzungen zum ökonomisch sinnvollen Habitaterhalt: Eine Habitatpflege, die ökonomisch entkoppelt ist, soll möglichst nur vorübergehend erfolgen (JEDICKE 1994, RINGLER 1995). Wenn die erwünschten Habitate nicht mehr politisch oder ökonomisch tragfähig sind, muß über eine Funktionsänderung der Habitate und deren Nutzung nachgedacht werden, so daß sie sinnvoll erhalten werden (KONOLD 1998). Dieses entspricht den Vorgängen in der Kulturlandschaftsgeschichte und hat immer wieder zum Fortbestand, zum Verschwinden, aber auch zum Neuentstehen heute „schützenswerter" Lebensräume geführt (KÜSTER 1995, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

Mit dem hier erarbeiteten Zielartenkonzept können **Vorteile** für erfolgversprechenden Artenschutz und die anknüpfende Auswahl von Vorrangflächen diskutiert werden (zusammengefaßt nach ALTMOOS 1997, 1998, unter Einarbeitung von HOVESTADT ET AL. 1991, VOGEL ET AL. 1996, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, BRINKMANN ET AL. 1998, RECK 1998, WALTER ET AL. 1998):
Mit dem methodischen Rahmen zur Auswahl regionalisierter Zielarten wird eine nachvollziehbare Prioritätensetzung ermöglicht, bei der verschiedene naturschutzstrategische Kriterien zum Tragen kommen und Forderungen nach flexiblen Leitbildern erfüllt werden. Damit kann der Mitteleinsatz im Naturschutz effektiviert werden. Durch die Berücksichtigung von unterschiedlichen Raumebenen und Mehr-Arten-Systemen wird die Gefahr einer einseitigen Landschaftsentwicklung, die nur auf die Bedürfnisse weniger Arten ausgerichtet ist, entscheidend minimiert. Damit wird trotz Einschränkung auf Einzelarten eine im Einzelartenschutz größtmögliche Repräsentanz und eine Mitnahmewirkung für die regionale Biodiversität und andere Naturschutzziele (abiotische Ressourcen, Landschaftsbild) erreicht.
Populationen und Habitate von Zielarten stellen ein nachvollziehbares, konkretes Ziel-, Bezugs- und Kontrollsystem für Qualitäts- und Flächenanforderungen in der Landschaft dar, insbesondere für die nicht über Biotope, Vegetation oder Strukturen abbildbaren, vielfältigen räumlich-funktionalen Beziehungen in einem Kulturlandschaftsmosaik. Objekte der daraus folgenden Planung sind besonders die Habitate der Zielarten mit ihrer natürlichen Dynamik. Anhand der Ansprüche von Zielarten kann eine nachvollziehbare Quantifizierung von Flächenansprüchen erfolgen. Der Artenschutz beschränkt sich damit zurecht nicht mehr nur auf einige Sonderstandorte, sondern zwingt zur großräumigen und funktionalen Betrachtung des Gesamtraumes und der verschiedenen Teillebensräume der Zielarten. Speziell mit attraktiven Zielarten kann über Öffentlichkeitsarbeit die Akzeptanz für Naturschutz erhöht werden. Beliebte Einzelarten wurden schon immer als „Flagschiffe" des Naturschutzes ausgewählt, die mit dem hier erweiterten Zielartenkonzept aber in einen fachlichen Gesamtrahmen eingebunden werden.

Trotz der grundsätzlichen Vorteile müssen **fünf Problemfelder** beachtet werden, welche die konzeptionellen Grenzen des Zielartenkonzeptes aufzeigen. Dazu werden Hinweise zur Minimierung möglicher Fehlanwendungen gegeben:

(1) Problem „Mitnahmewirkung"

Die gewünschte Mitnahmewirkung von Zielarten ist selten wirklich zu belegen, sondern muß oft abgeschätzt werden. Durch eine Korrelation von Verbreitungsmustern unterschiedlicher Arten kann eine Mitnahmewirkung einzelner Arten jedoch modelliert werden (z.B. HUK 1997), dieses kann aber nur eine deskriptive Konkretisierung und keine kausale Analyse sein. Eine detaillierte autökologische Kenntnis der Zielarten kann die Mitnahmewirkung genauer beschreiben, wobei Unsicherheiten aber selten vermieden werden können.
Es besteht keine Zwangsläufigkeit der Mitnahmewirkung: Nicht in jedem Fall werden bei Lebensraumeignung für eine Zielart weitere Arten tatsächlich gefördert. Umgekehrt zieht das Fehlen einer Zielart nicht zwangsläufig das Ausbleiben anderer Arten nach sich. Neben den angesprochenen Unsicherheiten in der Abschätzung von Mitnahmewirkungen besitzen einzelne Arten oft ein sehr spezifisches Reaktionsverhalten.

(2) Problem „Bewertung für Maßnahmenableitung und Erfolgskontrolle"

Häufig wird als praktikable Eigenschaft des Zielartenkonzeptes angegeben, daß Maßnahmenbedarf und Erfolg direkt aus Anwesenheit oder Populationsgröße der Zielart abgeleitet werden können (VOGEL ET AL. 1996). Dabei bestehen jedoch Unsicherheiten, die erst durch die Kombination aus direkter und indirekter Bewertung verkleinert werden können (vgl. Tabelle 5). Besonders häufig sind Fehlschlüsse aufgrund folgender Ursachen, die auf die Notwendigkeit von Langzeitunterschungen und Dauerbeobachtungen über Einzelflächen hinaus verweisen:

- Das Fehlen einer oder mehrerer Ziel- oder Leitarten auf einer Einzelfläche kann natürliche Ursachen haben: Beispielsweise kann eine natürliche Metapopulationsdynamik zu kurzfristigem Aussterben der Zielart auf einer Fläche trotz deren grundsätzlicher Eignung führen. Dann darf nicht auf Untauglichkeit der Fläche oder auf Erfolglosigkeit der Maßnahmen geschlossen werden.
- Umgekehrt können bei Überschußpopulation auch ungeeignete Flächen, bevorzugt in der Nachbarschaft geeigneter Biotope, zeitweise von Zielarten besiedelt werden, obwohl diese suboptimal oder gar ungeeignet sind. Dann darf nicht auf Eignung der Fläche oder auf Erfolg von Maßnahmen geschlossen werden.

(3) Problem „Regionale Wirkungsgrenzen"

Regionen wurden als sinnvolle Bezugs- und Handlungsräume herausgestellt. Konzeptionelle Grenzen von regionsbezogenem Zielartenschutz werden aber erreicht, wenn außerhalb der Region liegende Faktoren maßgeblich Einfluß auf die Zielartpopulation haben. Großräumige Eutrophierung, Klimaänderung und bei Fernziehern Ungunstfaktoren im Winterquartier führen zu einer Einschränkung regionaler Handlungsfähigkeit. Überregionale Aspekte müssen bei regionalen Beurteilungen stets einbezogen werden.

(4) Problem „Risiko der Nichtberücksichtigung wichtiger Qualitäten der Region"

Auch wenn wie hier ein Spektrum von Zielarten unterschiedlichen Anspruchstypes erarbeitet wird, besteht bei einer Artenauswahl immer das Risiko der Nichtberücksichtigung bedeutender Qualitäten. Streng genommen stellt fast jede der ca. 10.000 in der Region vorkommenden Tierarten einen eigenen Anspruchstyp dar, zudem bestehen innerartliche individuelle Unterschiede (vgl. BLAB ET AL. 1995, ALTMOOS 1998). Eine Zielartenauswahl ist als Kompromiß zwischen Überschaubarkeit und Vielfalt zu verstehen, der verbessert werden kann, aber letztlich nie optimal sein wird.

(5) Problem „Unzureichender Wissensstand"

Das Zielartenkonzept und daraus abgeleitete Maßnahmen sind abhängig vom aktuellen Wissensstand zu Artvorkommen, ihren regionalen Ansprüchen und Gefährdungen. Wie in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig bestehen für viele Regionen heterogene und für einige Tiergruppen auch defizitäre Datenlagen. Dieses begrenzt jeweils die Genauigkeit, Zuverlässigkeit und den aktuellen Wirkungsgrad der Zielartenkonzepte. Erkenntnisfortschritte können und sollen aber nach den oben herausgearbeiteten Flexibilitäten laufend in das Ziel- und Maßnahmenkonzept einbezogen werden.

2.3 Teilleitbild „Erhaltung": Biotopschutz

2.3.1 Begriffs- und Strategiebestimmung

Zur Begriffsklärung muß zunächst definiert werden:

- Ein **Biotop** wird als räumlich abgrenzbarer Lebensraum bzw. Standort einer Lebensgemeinschaft mit regelmäßig wiederkehrender Artengemeinschaft aus Pflanzen (und Tieren) bezeichnet (ANL 1994, RIECKEN ET AL. 1994). Meist wird ein Biotoptyp strukturell und vegetationskundlich definiert, da Strukturen und Pflanzengesellschaften gegenüber Tiergemeinschaften bisher sicherer beschreibbar und besser erforscht sind. Ein Biotop ist nicht per se schutzwürdig, auch wenn die Umgangssprache dies häufig impliziert.
- Biotope der Tiere (= **Habitate**, vgl. RIECKEN & BLAB 1989) werden bei der indirekten Bewertung im Zielartenkonzept berücksichtigt. Sie treten bei einer meist vegetations- und standortskundlichen Charakterisierung von Biotopen in den Hintergrund. Zudem ist selten eine Übereinstimmung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften zu belegen (vgl. RIECKEN 1992, BLAB 1993).

- Der somit meist vegetations- und standortskundlich geprägte Begriff **Biotoptyp** bezeichnet nach RIECKEN ET AL. (1994) einen abstrahierten Typus aus der Gesamtheit gleichartiger Biotope. Er bietet mit seinen ökologischen Bedingungen weitgehend einheitliche und von anderen Typen unterscheidbare Voraussetzungen für Lebensgemeinschaften. Auch tierökologische Aspekte müssen soweit als möglich, aufgrund seltener Übereinstimmung von Pflanzen- und Tiergemeinschaften aber zwangsläufig unvollständig, berücksichtigt werden.
- Ein **Biotopkomplex(typ)** stellt eine charakteristische, häufig wiederkehrende Kombination von Biotoptypen in festem räumlichen Gefüge dar (RIECKEN ET AL. 1994). Besonders in der Bergbaufolgelandschaft dominieren Biotopkomplexe (vgl. KOECK 1998b, FBM 1998).
- **Biotopschutz** umfaßt demnach die Erhaltung und Entwicklung vorwiegend strukturell und vegetationskundlich definierbarer Biotoptypen und Biotopkomplexe ohne ausdrücklichen Organismenbezug.

Für Biotoptypen ist analog zu Zielarten eine **direkte Bewertung und indirekte Bewertung** möglich, die sich aber im Gegensatz zum Zielartenschutz nur auf unterschiedliche Zeitebenen bezieht. Die direkte Bewertung bezeichnet hier die Kartierung der aktuell vorhandenen Biotoptypen und Biotopkomplexe. Eine indirekte Bewertung würde ausgehend von den vorhandenen Biotopen, Standorten und unter Einbeziehung bekannter Sukzessionswege die künftigen Biotoptypen zeitlich extrapolieren und somit ausschließlich ein zeitliches Vorhersageinstrument darstellen. Durch Grundlagenuntersuchungen zu dieser Arbeit sind zwar einige Entwicklungsmöglichkeiten bekannt (DURKA ET AL. 1997a, vgl. Abbildung 9), doch aufgrund der Vielzahl möglicher Zufälle wird die indirekte Bewertung über langfristige (> 10 Jahre) Entwicklungswege von Biotopen nicht berücksichtigt. Daher werden hier **nur vorhandene oder innerhalb kurzer Zeit (< 10 Jahre) sicher entwickelbare Biotope** einbezogen.

Biotopschutz als Zielebene und Naturschutzstrategie muß mit seinen **Vorteilen und Grenzen** diskutiert werden, bevor allgemeine Folgerungen zu seiner Anwendung abgeleitet werden:
Biotoptypen sind leicht und sicher erfaßbare Raumeinheiten, ihre Betrachtung ist im Naturschutz weit verbreitet. Eigenständiger Biotopschutz ohne ausdrücklichen Organismenbezug (z.B. Zielartenbezug) ist traditionell eingeführt und es bestehen operable „Rote Listen" (RIECKEN ET AL. 1994). Der Blickwinkel Biotopschutz stellt demnach eine eigene Ziel- und Bewertungsebene für Erhaltungsleitbilder dar, die hier für die Naturschutzpraxis und die Vorrangflächenauswahl einbezogen werden muß.
Biotope, Biotoptypen und Biotopkomplexe sind aber Begriffe, die primär zur übersichtlichen anthropomorphen Gliederung der Landschaft herangezogen wurden. Auch sehr feine Biotoptypengliederungen stellen immer noch nur schematische Einteilungen dar. Das resultierende Risiko der Nichtberücksichtigung wichtiger Qualitäten wurde bereits bei den methodischen Grenzen der Zielartenkonzepte diskutiert. Ein Biotop stellt zudem eine zeitliche Momentaufnahme dar und er verändert sich im Verlauf der Sukzession stetig. Die Biotoptypenbetrachtung hat somit statischen Charakter und kann nicht die besonders für Tierarten relevanten räumlich-funktionalen Beziehungen über diese abgrenzbare Raumeinheiten hinaus berücksichtigen (vgl. RIECKEN 1992). Der Schutz von Biotoptypen und Biotopkomplexen ermöglicht zwar die Sicherung einer Grundqualität für Pflanzen- und Tierarten, ohne aber deren spezielle Standorts- und Habitatansprüche und dynamische Prozesse explizit zu berücksichtigen. Letzteres ist die Spezialität des Zielartenkonzeptes, das den weitgehend organismenunabhängigen Biotopschutz zur Vermeidung eines Verlustes wichtiger Qualitäten ergänzen muß. Dieser Sachverhalt wird in der Praxis durch Verwendung des Begriffspaares Arten- und Biotopschutz illustriert (z.B. KAULE 1991).
Als **Folgerung** wird Biotopschutz aufgrund seiner Praktikabilität als eigenständige Teilstrategie des Naturschutzes behandelt, aufgrund seiner konzeptionellen Grenzen muß er aber in jeder Region von anderen eigenständigen Strategien (z.B. Zielartenschutz, Prozeßschutz) begleitet werden.

2.3.2 Gliederung von Biotoptypen und Ableitung von „Zielbiotopen"

Als Grundlage zur **Operationalisierung** der Vorrangflächenauswahl für Biotopschutz liegen bereits taugliche Gliederungssysteme für Biotope vor (z.B. RIECKEN ET AL. 1994; für Bergbaufolgelandschaften KOECK 1998b). Hieraus muß speziell für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig ein sinnvolles Gliederungssystem ausgewählt oder neu synthetisiert werden. Angesichts einer großen Vielzahl untergliederbarer Biotoptypen ist analog zu Artenschutz eine Ableitung sinnvoll, welche Biotope vorrangig zu erhalten sind und als Attribute angesehen werden sollen (Arbeitsbegriff „**Zielbiotope**", analog Zielarten). Es bestehen jedoch noch keine eingeführte Methoden zu einer fachlich begründeten Auswahl von Zielbiotopen für Vorrangflächensysteme, so daß diese Aufgabe hier verfolgt wird.
Weit verbreitet sind die bundesweiten **Biotoptypengliederungen** von RIECKEN ET AL. (1994). Für Bergbaufolgelandschaften mit ihren eigenständigen Bedingungen, die bis 1997 nur unzureichend in eingeführten Schlüsseln berücksichtigt wurden, wurden jüngst spezielle Adaptionen vor allem für Sachsen-Anhaltinische Bergbauregionen erarbeitet (FBM 1998, bisher publiziert in KOECK 1998b). Die genannten Gliederungen sind nach den eigenen Ergebnissen auf die Verhältnisse im Südraum Leipzig mit der Ausnahme übertragbar, daß im Südraum Leipzig Silbergrasrasen mit all ihren möglichen Untergliederungen und Kombinationen fehlen und kaum in absehbarer Zeit entwickelbar sind (DURKA ET AL. 1997a, DURKA & ALTMOOS 1997).

In der vorliegenden Arbeit werden daher die Gliederungssysteme von RIECKEN ET AL. (1994) und KOECK (1998b) **zusammengeführt und weiterverwendet**. Aus pragmatischen Gründen darf dabei die Gliederung von Biotoptypen nicht zu fein sein, sondern muß als Kompromiß zwischen Vielgestaltigkeit und Überschaubarkeit einen Feinheitsgrad aufweisen, der in RIECKEN ET AL. (1994) und KOECK (1998b) Biotoptypen zweiter Ordnung entspricht. Eine weitere Untergliederung und Hervorhebung spezieller Untertypen erfolgt nur bei großen Uneindeutigkeiten oder wenn sicher bestimmbare Untertypen Einmaligkeiten der Bergbaufolgelandschaft gegenüber unverritztem Gelände darstellen.

Grundsätzlich sollen alle vorkommenden oder entwickelbaren Biotoptypen in Vorranggebietssystemen erhalten werden, um im Sinne der regionalen Repräsentanz eine größtmögliche Biodiversität zu unterstützen (z.B. ERZ 1990, HAARAMNN & PRETSCHER 1993, AUSTIN & MARGULES 1994). Durch die daraus folgende Gleichbehandlung aller Biotoptypen besteht aber die Gefahr, daß Besonderheiten der Bergbaufolgelandschaft gegenüber ubiquitären Lebensräumen nicht ausreichend gefördert werden und die Bergbaufolgelandschaft ein nur wenig spezifiziertes Abbild der oft nivellierten unverritzten Umgebung darstellt. Daher wird dieser Ansatz hier nicht weiter vertieft.
Es sind folglich eingrenzende fachliche Ableitungen erforderlich, mit denen spezifische „Zielbiotope" der regionalen Bergbaufolgelandschaft bestimmt werden und die für eine erwünschte Herausstellung regionaler Eigenarten auf anderen Regionen übertragbar sind. Die folgenden Ableitungen stellen in diesem Sinne erstmals einen **methodischen Rahmen für die Ableitung von „Zielbiotopen"** bereit, der an unterschiedliche Aufgabenstellungen angepaßt, spezifiziert, aber auch erweitert werden kann. Die Kriterien entsprechen methodisch den Einzelkriterien der Zielartenableitung und die Erfüllung eines der folgenden Kriterien für einen Biotoptyp soll diesen als „Zielbiotop" bestimmen (Abbildung 8):

- **„üVer"**: Biotoptypen, die mit ihrem überregionalen Verbreitungsschwerpunkt in der Bezugsregion vorkommen (**„landschaftstypische Biotope"**), sind hier vorrangig zu erhalten. Diese können durch Abgleich der regionalen Biotoptypenerhebung mit landesweiten Kartierungen ermittelt werden. Speziell für die „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig" wird als regionale Konkretisierung vorgeschlagen, daß mindestens 50% der kartierten landesweiten Verbreitung eines Biotopes in einem der Anrainerländer in Bergbaufolgelandschaften vorkommt. Dann trägt der Biotoptyp zur Eigenart der Region maßgeblich bei, die einen Wertmaßstab darstellt (vgl. HEIDT & PLACHTER 1996).

- **„Einzig“:** Einzige überregionale Vorkommen eines Biotoptypes in der regionalen Bergbaufolgelandschaft können auch nur hier erhalten werden. Die Bergbaufolgelandschaft besitzt dann alleinige Verantwortung für eine Ausprägung, die zur regionalen Eigenart maßgeblich beiträgt und einen einzigartigen Lebensraumtyp für Tier- und Pflanzengemeinschaften bildet. In der Bergbaufolgelandschaft sind dieses Spülfelder, vegetationsarme kohlige Flächen und bergbaufolgespezifische Moorinitiale, die entweder bereits von Tier- und Pflanzenarten als Lebensraum angenommen wurden oder einzigartige Entwicklungsoptionen beinhalten. Das Kriterium kann als Sonderfall des Kriteriums „üVer“ angesehen werden, aufgrund der besonderen Bedeutung einzigartiger Naturgüter wird es aber als eigenständiges Kriterium geführt.

- **„Gef“:** Überregional gefährdete Biotope und Biotopkomplexe sind vorrangig zu erhalten (eingeführter Schlüssel und Gefährdungsableitung nach RIECKEN ET AL. 1994).

- **„Pol“:** Durch politische Vorgaben werden mit dem Naturschutzgesetz „pauschal geschützte Biotope“ benannt, die demnach direkt als Zielbiotope zu bezeichnen sind (§ 20c im Bundesnaturschutzgesetz, bundeslandspezifische Spezialisierungen, z.B. §26 Sächsisches Naturschutzgesetz). Dieses stellt ein Kriterium dar, daß auf gesellschaftlichen Normierungen beruht, damit soziologisch geprägt ist, aber vermischt mit naturschutzstrategischen Überlegungen aufgestellt wurde (Gefährdungen).

- **„Stör“**: Biotoptypen, die sich bei geringen natürlichen oder anthropogenen Veränderungen irreversibel verändern können, sind besonders empfindlich und schwer wiederherstellbar. Sie sind somit vorrangig zu erhalten. Schwellenwerte müssen durch zukünftige Forschung ermittelt werden, so daß dieses sinnvolle Kriterium hier in allgemeiner Form genannt wird, aber noch nicht konkretisiert werden kann.

Analog zum Auswahlverfahren für Zielarten folgt anknüpfend an alle Einzelkriterien **speziell für Bergbaufolgelandschaften** ein zusätzliches Ausschlußkriterium, daß ein „Zielbiotop“ hier häufiger als in der umgebenden unverritzten Region sein soll. Dabei wird die vorhersehbare zeitliche Entwicklung von Bergbaufolgelandschaft und Umgebung einbezogen.

Unter den „Zielbiotopen“ kann analog zur Zielartenableitung eine weitere **Prioriätenstufung** untereinander erfolgen (vgl. Abbildung 8):

1. nach Anzahl erfüllter Einzelkriterien als Abbild der Höhe der generellen naturschutzstrategischen Bedeutung, bei Gleichrang
2. Erfüllung des Kriteriums „einzig“ (Einzigartigkeit der Region), bei Gleichrang
3. nach Rote Liste-Status als Maß für die Dringlichkeit innerhalb des Einzelkriterium „Gef“.

Im **Unterschied zum Ableitungsvorgang für Zielarten** werden für Zielbiotope keine weiteren Ausschlußkriterien definiert. Biotoptypen sind per Gliederungsdefinition bereits heimisch sowie methodisch gut erfaßbar und bekannt; eine „Überlebenschance“ für Biotoptypen läßt sich derzeit nicht nachvollziehbar konkretisieren. Die organismenbezogenen Einzelkriterien „Randverbreitung“, „Schlüsselfunktion“ und „Indikatorfunktion“ sind nicht fachlich sinnvoll auf Biotope übertragbar; das Einzelkriterium „Relikt“ bei Zielarten mußte mangels seiner Begründbarkeit für Biotoptypen auf „Einzigartigkeit“ eingegrenzt werden.

Mit dem erarbeiteten methodischen Rahmen (Abbildung 8) und seinen genannten regionalen Konkretisierungen werden 30 „Zielbiotope“ für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig bestimmt (Tabelle 8). Sie stellen die zu repräsentierenden Attribute im regionalen Biotopschutz dar.
Grundsätzliche Ermessenspielräume, Flexibilität, Tauglichkeit und konzeptionelle Grenzen bei der Zielbiotopwahl bestehen analog zum Zielartenkonzept.

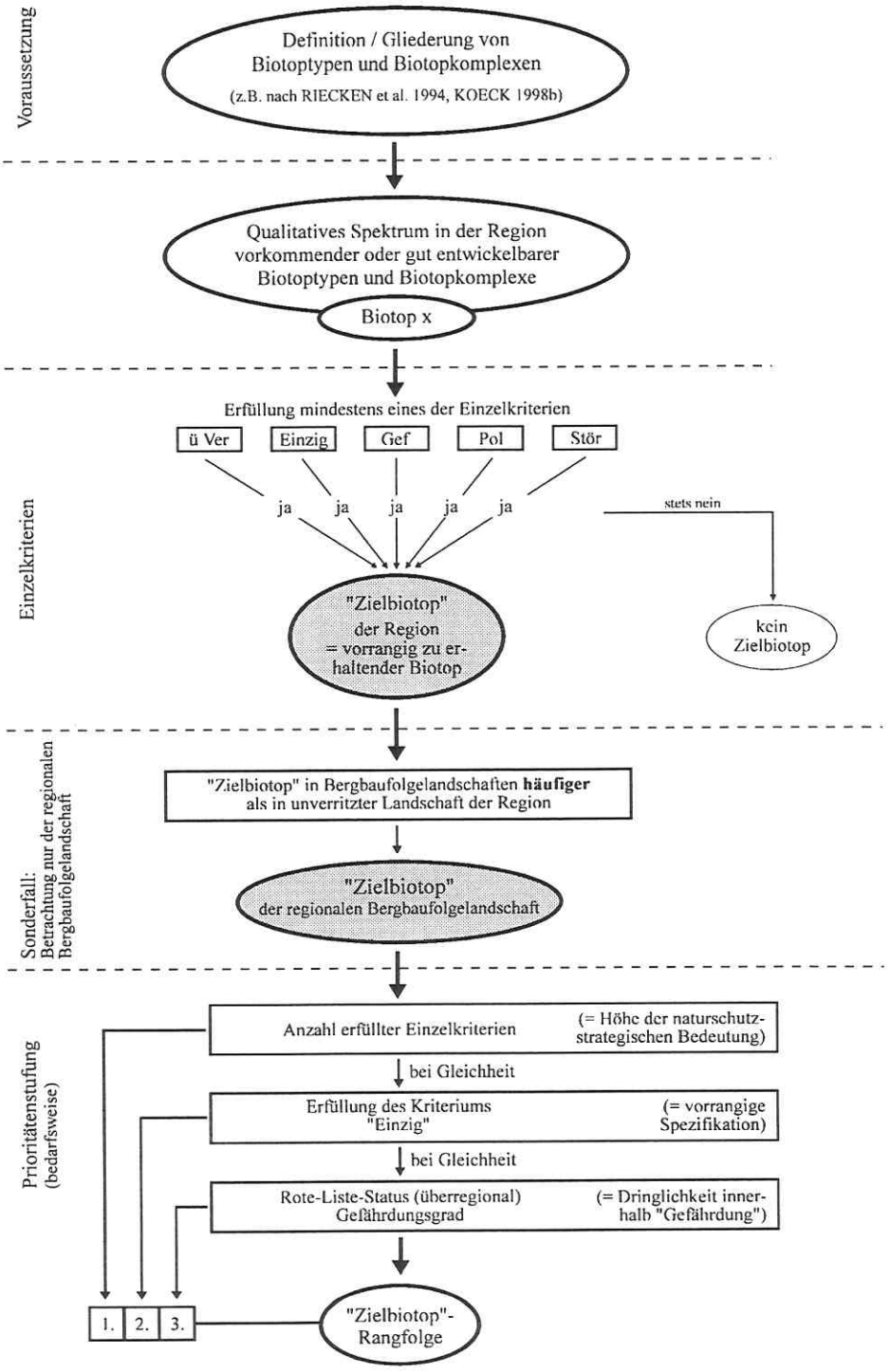


Abbildung 8: Methodischer Rahmen zur Ableitung regionaler „Zielbiotope".

Tabelle 8: „Zielbiotope" für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig.

Vorkommende oder in kurzer Zeit (< 10 Jahre) entwickelbare Zielbiotope und Biotopkomplexe der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig für das Teilziel Biotopschutz. Die Zielbiotope entstammen unterschiedlichen Gliederungshierarchien. Bei Angaben von Oberbegriffen werden alle darunter zu fassende Ausbildungen einbezogen, bei detaillierten Angaben nur die jeweilige beschriebene Ausprägung.
Kriterienabkürzung im Text erklärt, bei „Gef" Angabe des Rote Liste-Status nach RIECKEN et al. (1994), regionalisiert für „Nordostdeutsches Tiefland". Andere vorkommende Biotoptypen, die nicht Zielbiotope sind, werden nicht genannt.

Zielbiotope sortiert nach ihrer internen Priorität von oben nach unten, Rangfolge aus
1. Anzahl erfüllter Einzelkriterien: Erste Prioritätenzahl, Prioritätentrennung durch Dreifachstrich),
2. Erfüllung des Kriteriums „einzig": zweite Prioritätenzahl (1/0), Prioritätentrennung durch Doppelstrich,
3. Rote Liste-Status (Einfachstrich), ggf. dritte Prioritätenzahl, Prioritätentrennung durch Einfachstrich

Zielbiotope gleicher Priorität nur durch gepunktete Linie getrennt.

Biotoptyp	Gliederung		Erfüllung der Kriterien				Priorität
	Riecken et al. (1994)	Koeck (1998b)	üVer	Einzig	Gef	Pol	
♦ Vegetationsarme Kies- / Schotterfläche	32.08	RK-	x		2	x	3-0-2
♦ Vegetationsarme Sandfläche	32.09	RRS	x		2	x	3-0-2
♦ Vegetationsarme Fläche, bindiges Substrat	32.10	RRT, RRL	x		2	x	3-0-2
♦ Rohboden-Abbruchkanten: Lehmwand	32.07	FRW L	x		2	x	3-0-2
♦ Sonstige Röhrichte (außer Rohrkolben und Schilf)	38.07	CR J, CR G	x		3	x	3-0-3
♦ Rohboden-Abbruchkanten: Sandwand	32.06	RW S	x		3	x	3-0-3
♦ Rohrkolbenröhricht	38.03	CR T	x			x	3-0
♦ Bruchwälder	43.02				2	x	2-0-2
♦ **Biotopkomplex**: Ried- und Röhrichtkomplexe (Schilf-, Rohrkolben-Seggen u.a., plus andere Biotoptypen)	J2				3	x	2-0-3
♦ Oligotrophe, ausdauernde, sich selbst überlassene Abbaugewässer > 100m²	24.02.03	GS, GK	x		3		2-0-3
♦ Meso- bis eutrophe, ausdauernde, sich selbst überlassene Abbaugewässer >100m²	24.03.06	GS, GK -	x		3		2-0-3
♦ Sandtrockenrasen	34.04	MS,MMS			3	x	2-0-3
♦ Schilfröhricht	38.02	CR P			3	x	2-0-3
♦ Temporäre Flachgewässer (durch-Schnittliche Tiefe < 30cm, > 100m²) und Flachwasserbereiche > 500m².		GF	x			x	2-0
♦ **Biotopkomplex**: Schüttrippenkomplex		YR		x			1-1
♦ Mündungen von Fließgewässern: Schwemmkegelmündung (sandig-schlammig)		FM		x			1-1
♦ Rohbodenstandorte: Vegetationsarme kohlige Fläche		RB		x			1-1
♦ Moorbildungen / Moorinitiale		NB-		x			1-1
♦ Spülfelder		RRA		x			1-1
♦ Zeitweise trockenfallende Lebensräume an stehenden Gewässern	24.08				2		1-0-2
♦ Birken-/Birken-Stieleichenmischwald feuchter bis frischer Standorte	43.07.04	LNLAB			3		1-0-3
♦ **Biotopkomplex** eines kleinräumigen Wechsels Rohboden,Gras-Staudenfluren		YW	x				1-0
♦ **Biotopkomplex**: Kleingewässermosaik		YK	x				1-0
♦ Sicker- und Sumpfquellen	22.01	Q			2	x	1-0
♦ Rinnsale		FR	x				1-0
♦ Bachähnliche Fließgewässer		FF	x				1-0
♦ Temporäre Kleinstgewässer < 100 m²		GT	x				1-0
♦ Spontane Gras- und Krautfluren (außer reine Landreitgrasfluren)		KKA, KKP	x				1-0
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur, Gehölzaufwuchs <50%-Deckung auf trockenem Standort			x				1-0
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur, Gehölzaufwuchs <50%-Deckung auf feuchtem Standort			x				1-0

2.4 *Teilleitbild „Natürliche Entwicklung" mit der Strategie „Prozeßschutz"*

2.4.1 Strategiebestimmung und Begründung

Prozeßschutz wurde angesichts fachlicher Forderungen nach mehr Freiraum, Variabilität und Dynamik im Naturschutz (z.B. SCHERZINGER 1990, REMMERT 1991, PLACHTER 1996) mehrfach in allgemeiner Form skizziert (Übersicht: JEDICKE 1995, 1998, PLACHTER 1996) und inzwischen als eine von mehreren Naturschutzstrategien für Wälder konkretisiert (STURM 1993, SCHERZINGER 1996). Prozeßschutz ist aber ein aktuelles Modewort im Naturschutz geworden: Es besteht eine große Unsicherheit, wie Prozeßschutz definiert und begründet werden kann, welche Prozesse vor allem außerhalb von Wäldern, hier speziell in Bergbaufolgelandschaften im Detail ablaufen, welche Wirkungen sie auf Erhaltungsziele haben und auf welchen Flächen Prozeßschutz vorrangig zugelassen werden soll. Mit vorliegender Arbeit wird am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft ein Beitrag zur Konkretisierung von Prozeßschutz geleistet: Begründungen, Anwendungskriterien sowie Attribute für eine Vorranggebietsauswahl mit regionsübertragbaren Prinzipien sollen im folgenden erarbeitet werden.

Prozeßschutz als Strategie des Teilleitbildes „Natürliche Entwicklung" wird nach der Rahmendefinition von JEDICKE (1995, 1998) für Bergbaufolgelandschaften spezifiziert als: **Zulassen aller selbständig und natürlich ablaufenden Vorgänge („Prozesse") und Veränderungen auf natürlichen, kulturell oder technogen entstandenen Standorten, die ab sofort vom Menschen nicht aktiv beeinflußt werden.**
In Bergbaufolgelandschaften bezieht sich Prozeßschutz in erster Linie auf unrekultivierte und unsanierte Flächen, da nach einer anthropogenen Gestaltung oder Rekultivierung wesentliche landschaftstypische Prozesse (besonders die Morphodynamik) unterbunden werden.

Daraus werden **Prinzipien** für zugehörige Handlungskonzepte abgeleitet: Im derart spezifizierten Prozeßschutz darf keine Bewertung der Veränderungen und folglich kein lenkendes Eingreifen erfolgen. Gelegentliche Pflege-Eingriffe oder vorherige gezielte Gestaltung der Prozeßschutzflächen sind zu unterlassen, sie sind Handlungen für Erhaltungsleitbilder (vgl. nächster Textabschnitt). Prozeßschutz bedeutet also ein konsequentes „Nichtstun", auch wenn wertvolle Zustände wieder verloren gehen. Prozeßschutzgebiete sollen aber zur Akzeptanzerhöhung und Umweltbildung zugänglich sein. Dabei darf keine Zerschneidung des Gebietes erfolgen, sondern es ist zur Minimierung menschlicher Störungen eine Besucherlenkung auf wenige randliche Pfade erforderlich. Der Mensch soll als Akteur ausgesperrt bleiben, nicht aber als Beobachter.
Auf Prozeßschutz soll nur dann verzichtet werden, wenn Prozesse der menschlichen Gesundheit in der besiedelten Umgebung gefährlich werden können. Hierfür sind Grenzwerte festzulegen, z.B. in der Bergbaufolgelandschaft für Staubemissionen. Hingegen sind solche Entwicklungen zu belassen, wenn sie unterhalb der Grenzwerte stattfinden, nur auf die unbesiedelte Umgebung wirken oder gar nur innerhalb von Prozeßschutzgebieten ablaufen. Dann ist Besucherinformation und -lenkung besonders wichtig.

Der hier definierte Prozeßschutz **unterscheidet sich** als „Prozeßschutz i.e.S" von der Einbeziehung von Prozessen in Erhaltungsleitbilder; letzteres wird in der Praxis oft mißverständlich mit Prozeßschutz im hier definierten Sinn gleichgesetzt: Dort stellen zur Erhaltung und Entwicklung bestimmter Ziele die natürlichen Prozesse (z.B. Teilphasen der Sukzession, Gewässerdynamik, „natürlicher Prozeßschutz"), deren Lenkung (z.B. Bereitung von Initialen, Unterbrechungen, MAHN & TISCHEW 1995, BRADSHAW 1997, KIRMER & MAHN 1998, „gelenkter Prozeßschutz", „gelenkte Sukzession") oder die Einbindung von Nutzungsprozessen (variable Beweidung oder Mahd, „nutzungsbedingter Prozeßschutz") die vorrangigen Managementkonzepte dar (vgl. ALTMOOS 1997, JEDICKE 1998, WALTER ET AL. 1998). Beispielsweise im Artenschutz als eine von mehreren erforderlichen Erhaltungsaufgaben sind Zielarten als flexible Leitbilder aufzufassen, für deren Habitate vorrangig die sie bestimmenden natürlichen Prozesse oder Nutzungen mit naturgemäßer Variationsbreite gefördert werden müssen (vgl. Kapitel 2.2.5, Flexibilität der Zielarten). So führen in der Bergbaufolgelandschaft morpho- und hydrodynamische natürliche Vorgänge zur

wiederholten Ausbildung von vegetationsarmen Offenländern und Tümpeln, die Habitate der Zielarten Wechsel- und Kreuzkröte (*Bufo viridis, B. calamita*) darstellen. Es müssen dann vorrangig diese Prozesse als Weg zum Ziel zugelassen und gefördert werden, bevor über eine aufwendige Erhaltungspflege nachgedacht wird (vgl. MEYER & GROßE 1997). Prozeßschutz führt in manchen Fällen sogar zur länger andauernden Erhaltung solcher Zielarten und ihrer Habitate (STRAUBE 1998). Über viele Jahrzehnte gesehen kann aber mit dem Zulassen natürlich ablaufender Prozesse oft nicht allein die Erhaltung der Zielarten gewährleistet werden, da Sukzessionen und natürliche Zufallsereignisse mit der Zeit immer wahrscheinlicher eine ausreichende Habitateignung unterlaufen können. Eine zumindest kleine Erhaltungspflege wird daher im Lauf der Zeit oft immer mehr erforderlich und verdeutlicht, daß dann ein Prozeßschutz nur als eine zeitweise Maßnahme für das Teilleitbild „Erhaltung und Entwicklung" bestimmter Ziele verstanden wird.
Im Gegensatz dazu stellt im hier definierten „Prozeßschutz i.e.S." die natürliche Entwicklung das Ziel und den Weg zugleich dar: ein eventuelles sofortiges oder späteres Beeinträchtigen und Verschwinden der Zielarten, sowie die mögliche Etablierung anderer Arten und anderer Naturgüter sind hier in jedem Fall als wertneutral hinzunehmen.

Wichtige Gründe stützen diesen hier definierten Prozeßschutz (= „Prozeßschutz i.e.S.", JEDICKE 1998: „segregativer Prozeßschutz"):

(1) Ethische Gründe

Natur ohne menschliche Einflußnahme und ohne Nutzung hat einen ethischen Wert, vor allem wenn ein biotisches Potential erkennbar ist. Dies gilt auch, wenn die Standorte technogenen Ursprunges sind und erst dann ungestörte Naturentwicklung abläuft (Wert von „Wildnis aus zweiter Hand", vgl. BLUMRICH ET AL. 1995). „Wildnis" umfaßt zudem eine wichtige Bildungsaufgabe (TROMMER 1992, 1997, SCHMIDT 1995). Prozeßschutz ist damit ein eigenes Grundmotiv im Naturschutz (vgl. FELINKS & WIEGLEB 1998).

(2) Naturschutzfachliche Begründungen i.e.S.

Für Naturschutz werden Grundmotive und Leitbilder formuliert (WIEGLEB 1997), zu deren Erfüllung Prozeßschutz wesentliche Beiträge liefert:

- Naturschutzmotivation „Biodiversität": Mit Prozeßschutz wird das natürliche Arten- und Lebensraumspektrum einer Region ermöglicht, das durch Erhaltungsstrategien auf anderen Flächen in der Region erhöht werden kann (vgl. HARRIS ET AL. 1996). Im Artenschutz ermöglicht Prozeßschutz die Erhaltung vieler an natürliche Dynamik in Naturlandschaften gebundene Organismen. Es können damit zwar Rote Liste-Arten bestimmter Zustände verschwinden, doch in Folgephasen können „wertvolle" unvorhersehbare Entwicklungen vor sich gehen, beispielsweise die überraschende Etablierung der regional verschollenen Tagfalterart Kleiner Waldportier (*Hipparchia hermione* L.) auf Sukzessionsflächen im Südraum Leipzig (ALTMOOS & DURKA 1996). Die Art wäre sonst nicht im Artenschutz beachtet worden, ist aber jetzt eine schützwürdige Zielart. Gerade auf den nährstoffarmen Standorten wird mit Prozeßschutz das längerfristige Vorkommen von Offenländern und später ihrer interessanten Folgestadien ermöglicht (PIETSCH 1998a, STRAUBE 1998, TISCHEW 1998).
- Naturschutzmotivation „Naturnähe": Natürliche Prozesse führen per Definition automatisch zu naturnäheren Stadien (FELINKS & WIEGLEB 1998). Prozeßschutz ist Naturschutz im engsten Sinn des Wortes.
- Naturschutzmotivation „Ästhetik": Vor direkten menschlichen Einflüssen ungestörte Naturräume haben eigene landschaftsästhetische Reize und führen zu einem einmaligen Landschaftsbild, das aber zeitlich variabel und subjektiv unterschiedlich empfunden werden kann.

(3) Ökonomische Begründungen

Prozeßschutzflächen haben einen Wert als Referenzflächen für natürliche Entwicklungen unter den aktuellen Umweltbedingungen; daraus können wichtige Forschungserkenntnisse zum ressourcenschonenden und ökonomischen Umgang mit Nutzflächen und für naturschutzfachliches Erhaltungsmanagement auf anderen Flächen gewonnen werden (vgl. z.B. PIETSCH 1998b). Auch für die Umweltbildung werden mit Prozeßschutzflächen wichtige Lehrräume bereitgestellt.
Prozeßschutz findet im Gegensatz zu allen ökonomisch orientierten Nachnutzungen ohne Energieeinsatz statt und ist angesichts der für ihn zu unterlassenden Sanierung und Gestaltung kostenarm (vgl. JEDICKE 1995, 1998, BRADSHAW 1997, SCHMIDT 1995). Besonders in Bergbaufolgelandschaften werden im Hinblick auf Nachnutzungen enorme Mittel für die Sanierung eingesetzt: Bezogen auf 1 ha Bergbaufolgefläche im Südraum Leipzig kostet die Sanierung und Aufforstung beispielsweise mit dem Ziel „Wald und Forstwirtschaft" ca. 40.000 DM bei einem möglichen mittleren jährlichen Erlös von 2000 DM. Zur Erwirtschaftung von 1 DM müssen demnach ca. 20 DM an Kosten für die Sanierung und forstliche Gestaltung aufgewendet werden; die Aufforstung und Forstwirtschaft ist demnach für mindestens Jahrzehnte unrentabel. Die über Prozeßschutz langfristig auf vielen Standorten natürlich entstehenden Wälder sind hingegen naturschutzfachlich „höherwertiger" und aufgrund ihrer naturnahen Struktur auch für Klima- und Erholungsfunktionen günstiger (DURKA ET AL. 1997a, TISCHEW 1996, 1998); sie könnten nach Jahrzehnten sogar ökonomisch sinnvoll genutzt werden, wobei dieses im Sinne des Prozeßschutzes eigentlich auszuschließen ist.
Mögliche Folgekosten für Naturschutz sind mit ca. 15000 bis 20000 DM/ha für Pflege i.w.S. um mindestens die Hälfte geringer als bei Forst- und Landwirtschaft, während Folgekosten für Prozeßschutz (anfallend vor allem für Besucherlenkung) sogar nur bei maximal 2600 DM/ha liegen (alle Kostenberechnungen aus ABRECH & BAUER 1997).

(4) „Zukunftsfähigkeit"

Mit Prozeßschutz werden Freiräume für künftige Werte und Entscheidungen bereitgestellt: Wären in der Vergangenheit alle Flächen gezielt nach den jeweils geltenden Wertvorstellungen gestaltet worden, so wären viele postum wertvolle Entwicklungen und die Erhaltung oder Neuentstehung einiger Lebensräume unterblieben (vgl. KÜSTER 1995, JEDICKE 1998, KONOLD 1998). Da heute eine verbesserte Möglichkeit besteht, flächendeckend Gestaltungen nach aktuellen Wertvorstellungen vorzunehmen, müssen bewußt wertfreie Räume durch Prozeßschutzflächen ermöglicht werden. Damit werden Entscheidungsfreiheiten für die Zukunft, die Möglichkeit unvorhersehbarer Positiventwicklungen und letztlich ein wesentlicher Beitrag zur „Zukunftsfähigkeit" kommender Generationen bereitgestellt (vgl. z.B. CHRISTEN 1997). Später kann neu entschieden werden, ob bisherige Prozeßschutzflächen bei neuentstandenen Werten, Nutzungsmöglichkeiten oder Nutzungszwängen in Erhaltungsstrategien und Nutzungen überführt werden. Es müssen aber immer ausreichend Prozeßschutzflächen als Zukunftsoptionen zugelassen werden.

Großflächiger Prozeßschutz im definierten Sinne ist heute in Mitteleuropa meist nur in unbesiedelten Regionen oder naturnahen Landschaften möglich (Nationalparke, SCHERZINGER 1990). Kleinere Gebiete innerhalb der Kulturlandschaften sind zusätzlich sinnvoll (CHRISTEN 1997, JEDICKE 1998). Begründete Richtwerte für „ungestörte Natur" gehen aber von einer Größenordnung von mindestens 5% der Gesamtfläche der BRD aus (HORLITZ 1994, RSU 1996) und erreichen im Extremfall theoeretisch begründete Forderungen von mindestens 50% der Naturschutzflächen (PRILIPP 1998). Soll diese Größenordnung jemals erreicht werden, ist dieses nur durch Einbeziehung der noch weitgehend nutzungsfreien Bergbaufolgelandschaften möglich. In der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig ist somit ein besonders hoher Flächenanteil für Naturschutz und darin für Prozeßschutz zu fordern (vgl. JOSTEN 1995, BLUMRICH ET AL. 1995, PIETSCH 1998b, TISCHEW 1998). Ein zunächst sehr hoher Anteil von Prozeßschutzflächen wird zudem durch das im allgemeinen Ziel- und Strategierahmen herausgestellte

Flexibilitätsprinzip (Kapitel 2.1) und obige Begründungen zur Zukunftsfähigkeit gestützt, da manche Prozeßschutzflächen später in ein Erhaltungsmangement überführt werden können und dennoch einige Prozeßschutzflächen weiter sich selbst überlassen bleiben sollen.

2.4.2 Natürliche Prozesse in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig

Natürliche abiotische und biotische Prozesse sind in Vielzahl auf verschiedenen Beobachtungsebenen möglich (Tabelle 9; vgl. HARRIS ET AL. 1996, FELINKS & WIEGLEB 1998).
Im Sinne des Prozeßschutzverständnisses soll keine Bewertung von Prozessen erfolgen. Aber für die Akzeptanz durch Öffentlichkeit und Entscheidungsträger, sowie für eine spätere Einbeziehung natürlicher Vorgänge in das Erhaltungsmanagement auf anderen Flächen ist die Kenntnis zu erwartender Entwicklungen bedeutend. Daher werden Beispiele anhand eigener Untersuchungen analysiert.

Tabelle 9 : Beispiele natürlicher Prozesse in der Bergbaufolgelandschaft.

Beobachtungsebene Region (= Landschaft):
Veränderungen der Verbreitungsmuster von Biotopen, Arten und Populationen
Austausch und Wanderungen von Individuen, Populationen und Stoffen
Beobachtungsebene Tagebaubereich (= Gebiet):
Sukzession (Vegetationsdynamik, zoologische Sukzession)
Stoffkreisläufe
Bodenbildung
Morphodynamik
Hydrodynamik
Sturm
Brand
Beobachtungsebene Lebensräume eines Gebietes:
Lebensraumdynamik
Beobachtungsebene Arten und Lebensgemeinschaften
Artendynamik auf verschiedenen Raumebenen: Veränderungen des Artenbestandes durch Einwanderung und Aussterben
Arealänderungen: Veränderung der Verbreitung einer Art durch Arten- und Populationsdynamik
Arten-Interaktionen: z.B. Prädation: Zeitweiser Nutzen neuer Beutespektren
Dynamik der Lebensgemeinschaften Entstehen undÄnderungen von Beziehungsgefügen.
Beobachtungsebene Population einer Art:
Selektion, Adaption als Grundlagen für Evolution
Populationsdynamik
Dispersal, Etablierung

Eine Eigenart der unrekultivierten Bergbaufolgelandschaft ist die hohe **Morphodynamik**: Hangrutschung, Setzungsfließen, Erosion und Akkumulation in großem und in kleinem Maßstab sind durch die neuentstandenen Reliefe und sandige Substrate begünstigt. Dadurch wird immer wieder Rohboden geschaffen und eine Vegetationsentwicklung unterbrochen.
Die Standorte werden auch von **Hydrodynamik** geprägt. Aufsteigendes Grundwasser und Flutung lassen innerhalb weniger Jahre Trockenstandorte zu Uferbereichen und schließlich zu limnischen Lebensräumen werden. Ephemere Kleingewässer und wechselfeuchte Verlandungsbereiche entstehen und vergehen infolge Flutung oder in Abhängigkeit von Niederschlag. Temporär wasserführende Fließrinnen und Quellaustritte fördern wiederum die Morphodynamik und gestalten Teile der Landschaften. Es entsteht eine hohe raum-zeitliche Heterogenität der Standorte, Sukzessionsstadien und der Artenverteilung.

Die **Vegetationsdynamik** wurde mit den methodischen Möglichkeiten und Grenzen des Vergleiches unterschiedlich alter Flächen gleicher oder ähnlicher Standorte analysiert („Raum durch Zeit-Substitution", ausführlich DURKA ET AL. 1997a). Aus einer Vielzahl möglicher Pioniergesellschaften, die ineinander übergehen, entstehen in einem Differenzierungsprozeß auf terrestrischen Flächen wenige Waldgesellschaften. Der genaue Verlauf wird dabei oft von Zufälligkeiten geprägt, z.B. von der erstbesiedelnden Art. Eine Vielzahl möglicher Kombinationen und Einzelerscheinungen, stark abhängig wiederum von Morpho- und Hydrodynamik, läßt die überaus große Variabilität der Vegetationsdynamik erkennen (gleichartig für die Lausitz: FELINKS ET AL. 1999). So können für den Südraum Leipzig „lockere Sukzessionsnetze" für verschiedene Standortausprägungen formuliert werden (Abbildung 9), die auf die Standorte zurückwirken. Nach ca. 30 Jahren können im Südraum Leipzig auf quartären Substraten erste Vorwälder entstehen, auf tertiären Substraten frühestens nach etwa 50 Jahren.

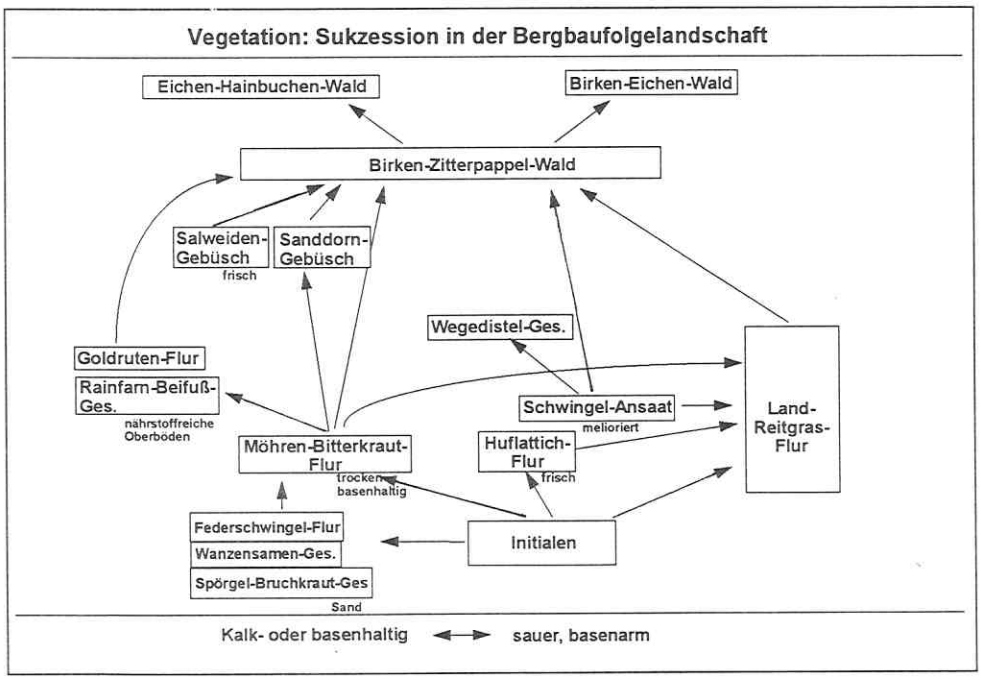


Abbildung 9: "Sukzessionsnetz" der Vegetation für terrestrische Flächen der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig. Aus DURKA ET AL. (1997a).

Zoologische Sukzessionen werden am Beispiel der Besiedlungsprozesse von **Brutvögeln** illustriert. Für das Testgebiet Halde Trages (Alter 60 Jahre) kann die Besiedlung durch Brutvögel flächengenau rekonstruiert werden (DARMER 1953, BEER 1964, 1984, DURKA ET AL. 1997a, Tabelle 10): Fünf charakteristische Prinzipien zoologischer Sukzession in der Bergbaufolgelandschaft lassen sich ableiten, die in grundsätzlicher Weise mit der Besiedlung weiterer Tiergruppen in anderen Bergbauregionen in Einklang gebracht werden können (vgl. DORSCH & DORSCH 1989, MAJER 1989, WIEDEMANN & BLASCHKE 1990, DUNGER 1991, FIB 1996):

- **Diversifizierung**: Mit der Vegetationsentwicklung steigt die Revier- und Artenzahl bis zu einer Sättigung an, die derzeit noch nicht erreicht wird. Danach wäre ein Rückgang durch Ausfall der Offenlandarten zu erwarten.
- **Artendynamik:** Mit der Sukzession ist ein natürlicher Artenumsatz verbunden. Etablierung und Aussterben verlaufen aber selten gleichmäßig. Arten wie Neuntöter (*Lanius collurio*) benötigen zur Etablierung mehrere Versuche, bis ein bleibender und natürlicherweise schwankender Bestand erreicht wird. Aktuelle Vorkommen sind nur eine Momentaufnahme und in einen langjährigen Prozeß eingebunden. Der Artenschutz als Erhaltungsaufgabe auf anderen Flächen muß solche Prozesse über mehrere Jahre analysieren, bevor Folgerungen gezogen werden.
- **Phasenweise und zufällige Ereignisse:** An Sonderstrukturen angepaßte Arten wie die Uferschwalbe (*Riparia riparia*) kommen nur phasenweise nach Hangrutschung vor. Schnelle Etablierung und Aussterben auf einer solchen Fläche ist für sie charakteristisch. Die phasenweisen Vorkommen auf einzelnen Flächen sind Teil der ablaufenden Prozesse innerhalb einer Region.
- **Hohe raum-zeitliche Heterogenität:** Trotz Waldentwicklung sind auch heute noch Offenland- und Halboffenlandarten vertreten. Grund dafür ist die Morphodynamik, die immer wieder auf Teilflächen Rohboden schafft. Außerdem sorgt eine räumliche Substratheterogenität mit unterschiedlichen pH-Werten für räumlich differenzierten Besiedlungsverlauf.
- Die Besiedlung ist **abhängig von Umgebung und Zeit** (vgl. besonders TRÄNKLE ET AL. 1992). Bevorzugt wandern ausbreitungsstarke Arten aus angrenzenden Gebieten ein. Doch auch ausbreitungsschwache Arten entfernter Gebiete können bei Lebensraumeignung einwandern, wenn ein langer Zeitraum betrachtet wird.

2.4.3 Ableitung der Attribute

Natürliche Prozesse sind abstrakte Schutzgüter. Für die Auswahl von Vorranggebieten müssen aber konkrete Attribute (= Schutzobjekte) fachlich festgelegt werden, da die Auswahl sonst nicht nachvollziehbar ist. Für das Ziel Prozeßschutz müssen somit konkrete „Stellvertreter"-Attribute abgeleitet werden, die bei Ausschluß menschlichen Tuns die verschiedenen natürlichen Prozesse ermöglichen. Der Auswahl von Spontansukzessionen sollen demnach nachvollziehbare ökologische Kriterien beigeordnet werden (vgl. TISCHEW 1998).

Als konkrete Schutzgüter im Prozeßschutz werden abiotische **Standortausprägungen** klassifiziert, da es besonders diese sind, die unterschiedlichen Prozessen zugrunde liegen. Aus Gründen der Handhabbarkeit muß eine solche Klassifikation auf gut unterscheidbare Haupttypen beschränkt werden. Mit dieser fachlichen Prämisse werden in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig 38 gut unterscheidbare Standortausprägungen klassifiziert. Diese Zahl an Haupttypen stellt einen Kompromiß zwischen Überschaubarkeit und zu repräsentierender standörtlicher Verschiedenheit dar. Darin sind 22 statische Standortausprägungen, neun dynamische Umweltfaktoren als besondere Eigenart der Bergbaufolgelandschaften und fünf, die verschiedenen abiotischen Standorte integrierende Lebensraumbereiche plus zwei eigenständige Sonderstrukturen enthalten (Tabelle 11, Erweiterung von DURKA ET AL. 1997a, ALTMOOS & DURKA 1998).

Tabelle 10: Besiedlungsprozeß der Brutvögel als Beispiel zoologischer Sukzession in der Bergbaufolgelandschaft.

Testgebiet Halde Trages (Beobachtungsgebiet ca. 200 ha), Daten 1996 VON H. KRUG mit eigenen Ergänzungen, verändert nach DURKA ET AL. 1997a und ALTMOOS & DURKA (1998).

Revierzahl 1 2-10 11-20 > 20
X

	DARMER 1953, BEER 1964							BEER 1984	
Untersuchungsjahr	1953	1954	1955	1956	1958	1959	1960	1982	1996
Offenlandarten:									
Feldlerche									
Steinschmätzer									
Brachpieper									x
Wiesenpieper									
Schafstelze									
Flußregenpfeifer								x	x
Uferschwalbe									
Halboffenlandarten:									
Baumpieper									
Dorngrasmücke									
Goldammer									
Feldschwirl								x	
Schwarzkehlchen									
Neuntöter		x	x			x			
Vorwaldarten:									
Fitis									
Gartengrasmücke							x		
Gelbspötter			x				x		
Mönchsgrasmücke									
Grauschnäpper								x	x
Zilpzalp									
Waldarten:									
Eichelhäher									
Singdrossel									
Ringeltaube									
Pirol									
Buntspecht									
Grauspecht									x
Schwarzspecht									x

Daraus sind unzählige verschiedene Kombinationen denkbar. Jede Kombination führt zu einer standörtliche Singularität und ermöglicht ein eigenes Prozeßpotential. Bei vorliegender Datenlage müßten demnach alle Gebiete für Prozeßschutz reserviert werden, wenn die regionale Vielfalt als Leitbild tatsächlich abgebildet werden soll. Da dieses angesichts der parallel erforderlichen Erhaltungsstrategien auf anderen Flächen nicht erfolgen kann, wird pragmatisch festgesetzt, daß **jede Standortausprägung in beliebiger Kombination mindestens einmal** vertreten sein soll. Nach eigenen Grundlagenuntersuchungen (DURKA ET AL. 1997a) kann daraus eine grundsätzliche Repräsentanz wichtiger Prozesse erwartet werden.

Nicht in die Klassifikation aufgenommen wurden pH-Werte von Boden und Wasser, da diese in der Region schnell und kleinräumig wechseln. Ebenso wurden Vegetationsparameter bewußt ausgelassen, da sie Zustände der Sukzession abbilden, die künftig erst als Ergebnis biotischer Prozesse auf verschiedenen Standorten entstehen. Auf grobem Niveau sind Vegetationsparameter aber in die klassifizierten Lebensraumbereiche einbezogen, da sie Integratoren für nicht über abiotische Einzelfaktoren abbildbare Prozesse sind. Die Geologie des Liegenden (quartär, tertiär) wurde ebenfalls nicht gesondert

aufgenommen, da sie unterschiedliche Bodenarten integriert und in der Realität schwer zu klassifizierende Mischungsformen zu Tage treten. Die regionale Untergliederung verschiedener Bodenformen und Bodenarten der Bergbaufolgelandschaft z.B. nach der Zusammenstellung von THOMASIUS & HÄFKER (1998: 854-858) oder detallierten Klassifikationsansätzen von BENTHAM ET AL. (1992) würde eine weitere Differenzierung im Bodenbereich mit sich bringen, die aber angesichts einer sehr großen Vielfalt unpraktikabel ist. Mit den einbezogenen Hauptbodenarten werden Bodenparameter auf grobem Niveau bereits berücksichtigt.
Jedes Gebiet mit seinen Standorten stellt strenggenommen eine Singularität dar. Klassifikationen kommen daher einer schematischen Abstraktion gleich (vergleichbar der Eingrenzung auf Zielarten). Die Auswahl wichtiger Standortparameter (Tabelle 11) berücksichtigt jedoch auf Grundlage eigener Voruntersuchungen (DURKA ET AL. 1997a) bewußt ein breites Spektrum unterschiedlichster Ausprägungen, so daß die Gefahr der Nichtberücksichtigung spezieller Standortqualitäten minimiert wird. Solche Einteilungen sind somit immer als Kompromiß zwischen Vielgestaltigkeit und Praktikabilität aufzufassen. Zukünftige Überprüfungen und die Einbeziehungen eventueller Modifizierungen und Verfeinerungen sind jedoch grundsätzlich möglich und sie können mit zukünftigem Kenntnisfortschritt erfolgen.

2.4.4 Übertragbarkeit der Prozeßschutzkonzeption

Angesichts der ausgeführten Konzeption und den regionalen Beispielen ist Prozeßschutz in der Modellregion „Bergbaufolgelandschaft Südraum Leipzig" zunächst als **Sonderfall** anzusehen: Eine neu entstandene Landschaft wird völlig neu beplant, ohne historische Vorbilder wesentlich beachten zu können. Daher ist besonders hier „Prozeßschutz" gut durchführbar und die anknüpfenden Auswahlverfahren für Vorrangflächen sind ein idealer Testfall. Die Bergbaufolgelandschaft ist ein Landschaftsbereich mit eigenartigen Standortscharakteristika und zugehörigen Attributen, besonders durch die Kombination aus besonderer Morpho- und Hydrodynamik mit Sukzession, die einen Vergleich mit anderen Natur- und Kulturlandschaften eigentlich ausschließt. In Mitteleuropa bietet diese Landschaft eine besonders gute Chance, mit Prozeßschutz „neue Naturlandschaften" zuzulassen (vgl. BLUMRICH ET AL. 1995, JOSTEN 1995).
Dennoch kann eine **Übertragbarkeit** der herausgearbeiteten Konkretisierungsansätze und Methoden von Prozeßschutz auf andere Landschaften mit folgenden Punkten aufgezeigt werden:

- Großräumig ist Prozeßschutz mit gleichen Prinzipien und Begründungen (Kapitel 2.4.1) in **naturnahen Landschaften** wie Nationalparken definitionsgemäß notwendig (SCHERZINGER 1990, 1996), sowie meist kleinflächiger in Kernzonen von Biosphärenreservaten (ERDMANN 1996) und in „Naturwaldreservaten" der Forstverwaltung (z.B. ALTHOFF ET AL. 1993, CHRISTEN 1997).

- Die dargestellten Begründungen und Prinzipien für Prozeßschutz gelten darüber hinaus auch in (ehemals) genutzten **Kulturlandschaften**. Doch in weiten Teilen von Kulturlandschaften ist ein wertneutrales sich selbst Überlassen vieler Flächen ohne Verknüpfung mit Erhaltungsleitbildern aufgrund der historisch gewachsenen und nutzungsbedingten Artenvielfalt nicht vorrangig sinnvoll (z.B. BEINLICH ET AL. 1995a, SCHUMACHER 1995). Prozeßschutz i.e.S. soll dort nur kleinflächig die Kulturlandschaft durchsetzen (z.B. an Fließgewässern) und auf wenige und sorgfältig ausgewählte Teilräume beschränkt sein (z.B. SCHERZINGER 1997, WALTER ET AL. 1998). Für Magerrasen der Schwäbischen Alb zeigen z.B. BEINLICH ET AL. (1995a), daß einer Erhaltung dieser einzigarten Kulturbiotope der Vorrang eingeräumt werden soll. Dieses ist aber nicht auf allen Flächen realistisch, auf denen dann „Prozeßschutz" statt Forstwirtschaft erfolgen sollte.
  In Kulturlandschaften darf Prozeßschutz nicht als billige Ausschlußvariante des Naturschutzes und als Begründung zur Einstellung wichtiger, aber aufwendiger Pflegemaßnahmen dargestellt werden (JEDICKE 1998), sondern als eine von mehreren Teilstrategien. Innerhalb jeder Bezugsregion müssen

Prozeßschutzgebiete gegenüber Flächen für Erhaltungsziele genau ausgewählt werden, wie es auch im weiteren Verlauf dieser Arbeit erfolgt.

- Für die Auswahl von Vorranggebieten speziell für Prozeßschutz in Natur- und Kulturlandschaften wird mit der **Ableitung der Standortfaktoren als Attribute** ein regionsübertragbarer methodischer Ansatz bereitgestellt, mit dem die Gebietsauswahl auf ökologischen Kriterien aufbauen kann. Die Konkretisierung von Standortausprägungen ist danach jeweils ein regionseigener Arbeitsschritt.

Tabelle 11: Klassifizierung von gut unterscheidbaren Standortausprägungen als konkrete Attribute für Prozeßschutz.

Alle Ausprägungen sollen in beliebiger Kombination mindestens einmal in der Region repräsentiert werden.

Standortfaktor	Ausprägungen				
1.) Statische Umweltfaktoren:					
Relief	Makrorelief (> 5 km²)		Meso- und Mikrorelief (< 5 km²)		
	Halde (Hochkippe)	Hohlform (Restloch, Unterflurkippe)	Schüttrippen, Kippen, Schüttkegel) > 5 m Höhe	Steilhang (Erosionshang, Abbruchkante, Absetzerkippe) > 5 m	Flachrelief (Berme, Spülkippe)
Exposition (bei Steilhang) als Meso-/Mikroklimafakor	Nord	Ost	Süd	West	
Geologie des Liegenden	Tertiär (Reinsubstrat oder in Mischung > 70%)	Quartär (Reinsubstrat oder in Mischung > 70%)	Mischung (Quartär/Tertiär je > 30% und < 70%)		
Bodenart (Substratart)	Ton / Lehm	Sand	Kies	Kohle / Asche	Quarzit
Wasserversorgung des Liegenden	trocken	frisch	feucht	wechselfeucht	naß
2.) Dynamische Umweltfaktoren:					
Hydrodynamik	keine/ unwesentlich	aufsteigendes oder bereits flurnahes Grundwasser	aktive oder passive Flutung	temporäre oder permanente Fließgerinne	temporäre, stehende Oberflächen-gewässer
Morphodynamik (aktuelle oder potentiell zu beliebigem Zeitpunkt zu erwartende Erosion inklusive Rutschungen, Sackungen u.ä.)	keine/ unwesentlich	klein (> 0,2 ha / < 1 ha)	mittel (> 1 ha / < 5 ha)	hoch (> 5 ha)	
3.) (Teil-)Integrierend – Vorhandene Lebensraumbereiche:					
Lebensraumbereich	Offenland: vegetationsarm, Rasen	Halboffenland	Wald	Feucht-Land-Komplex	Wasserfläche (Restsee)
Sonderstrukturen				Quelle	Graben

2.5 *Soziologische Kriterien*

2.5.1 Problemstellung, Kriterienübersicht und Bewertungsgrundzüge

Die Umsetzung von Naturschutzzielen kann in der Praxis nur gewährleistet werden, wenn sie von einem Großteil der Bevölkerung und Entscheidungsträgern akzeptiert wird. Dabei darf sich Naturschutz nicht nur an der gegenwärtigen geringen Akzeptanz orientieren, sondern die Akzeptanz muß für alle Naturschutzziele durch Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung schrittweise und langfristig erhöht werden (BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BMU 1995). Umgekehrt hat Naturschutz selbst den Anspruch, für die Bedürfnisse der Menschen wesentliche Beiträge zu leisten. Daher ist die Einbeziehung soziologischer Kriterien im Naturschutz zur schrittweise Akzeptanzsteigerung seiner Ziele und Handlungen (hier: Vorranggebietsauswahl) erforderlich. Die Bedeutung soziologischer Kriterien wird speziell im Südraum Leipzig durch folgende Sachverhalte erhöht:

- Themenbereich Freizeit: Die Region umfaßt die Peripherie der Großstadt Leipzig mit einer hohen Bevölkerungsdichte. Damit ist der Nutzungs- und Erholungsdruck auf naturnahe und relativ dünn besiedelte Teilräume besonders stark (MÜLLER 1997, STRELLER 1997),
- Themenbereich Ökonomie: Durch Strukturwandel in der Region fehlen trotz langfristiger Entwicklungschancen kurzfristig sozioökonomische Perspektiven. Die Suche nach einem „Nutzen" der Bergbaufolgelandschaft ist derzeit intensiv (RING 1997, BISCHOFF & LINKE 1997).

Soziologische Kriterien sollen nicht als eine die Vorranggebietsauswahl bestimmende eigene Zielebene analog Arten-, Biotop- oder Prozeßschutz formuliert werden. Dieses würde zur möglichen Nichtberücksichtigung der für Arten-, Biotop- oder Prozeßschutz wichtigen Gebieten führen, die soziologisch nicht von vorne herein wichtig sein müssen.
Vielmehr sollen im folgenden methodische Grundzüge zur soziologischen Wertermittlung von Gebieten für Naturschutz abgeleitet und für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig konkretisiert werden. Damit sollen gebietsbezogene Argumente **zur Akzeptanzsteigerung der Naturschutzziele** bereitgestellt werden, sowie Auswahlentscheidungen zwischen naturschutzfachlich gleichwertigen Gebieten unter soziologischem Aspekt möglich werden. Angesichts der sozioökonomischen Ansprüche an die Bergbaufolgelandschaften im Südraum Leipzig und zur weiteren Akzeptanzerhöhung eines Gebietssystemes für Naturschutz sollen zusätzlich zu den für Arten-, Biotop- und Prozeßschutz ausgewählten Gebieten schließlich auch die nach soziologischen Bewertungen bedeutsame Gebiete im Vorrangflächensystem vertreten sein.

Zu soziologischen Ansprüchen an die Bergbaufolgelandschaft und zur gegenwärtige Akzeptanz von Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig bestehen **Defizite im konkreten Kenntnisstand**, nachdem noch keine systematischen Untersuchungen vorliegen. Besonders für Prozeßschutz ist ein bedeutendes Akzeptanzproblem zu vermuten, nachdem in überregionalen Umfragen nur ca. 25% der bundesdeutschen Bevölkerung positiv gegenüber „ungepflegter Natur" eingestellt sind (Notiz in „Natur und Landschaft 71/1996: 138"). Selbst für die „Wildnisgebiete" von Nationalparken mit nachweisbarer Positivwirkung auf Tourismus und die regionale Wirtschaft besteht eine geringe Akzeptanz der Anlieger gegenüber schon wenigen Nutzungsbeschränkungen (ARNOLD ET AL. 1995, TROMMER 1997). Es ist dabei ein vielfach belegtes psychologisches Phänomen, daß die Akzeptanz für Naturschutz und besonders „Wildnis" bei der jeweils regionalen Bevölkerung gering, bei Besuchern aus anderen Regionen jedoch groß ist (z.B. TROMMER 1992, ARNOLD ET AL. 1995, SCHMIDT 1995).

Als Ausgangpunkt für vertiefte Ableitungen zur soziologischen Ziel- und Wertermittlung werden in einer Übersicht die bestehenden **soziologischen und ökonomischen Begründungen** zusammengestellt und auf die hier behandelten Teilziele (Ziel-)Artenschutz, Biotopschutz und Prozeßschutz bezogen (Tabelle 12).

Tabelle 12: Soziologische und ökonomische Begründungen für Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften.

Naturschutzbegründungen zusammengestellt nach KAULE (1991: 13-17), PLACHTER (1991: 258-262), PRIMACK (1995: 237-299) mit eigenen Spezifizierungen für die Bergbaufolgelandschaft. Fett sind Oberthemen herausgehoben. Die grau unterlegten Begründungen können in dieser Arbeit operationalisiert und damit weiter konkret differenziert werden.

Eigene Gewichtung der Gründe für die verschiedenen Naturschutzziele:
(+) wichtiger Grund, aber ohne Relevanz für derzeitige Zielarten und Zielbiotope,
\+ wichtiger Grund,
++ sehr wichtiger Grund.

Naturschutz-Begründungen (in Stichworten)	**Naturschutz-Ziele**		
	Erhaltung		
	Ziel-Arten	Ziel-Biotope	Prozeß-Schutz
Ökologisch-ökonomische Funktionen von Natur (mittelbar / unmittelbar):			
Direkte gegenwärtige Nutzbarkeit: Landnutzungen bei Gewährleistung der Naturschutzziele	(+)	+	
Indirekter ökonomischer Nutzen von Tourismus (durch Natur in regionaler Eigenart)	+	+	++
Stabilität und Regulation von Ökosystemen	+	+	+
Biologische Schädlingsbekämpfung	+		
Blütenbestäubung bei Kulturpflanzen	(+)		
Biologische Filter und Entgifter (z.B. Gewässer, Klima)	(+)		+
Bodenbildung, Bildung von „nützlichen" Syntheseprodukten	(+)	(+)	+
Bioindikationspotential	+		
Erhaltung der genetischen Information / Zukunftschancen:			
Arten als grundsätzliche Genressource per se	+		
Potentielle spätere Nutzbarkeit, "Optionswert"	(+)	(+)	+
Erhaltung des evolutiven Anpassungspotentials	+	+	+
Evolutive Adaption von Arten / Herausbildung von Varietäten	+	+	++
Erhaltung von Forschungsobjekten:			
Entdeckung neuer Arten (Wirbellose) und Artvariationen	+	+	++
Ökologische Grundlagenforschung (auch zur Gesundheitsvorsorge)	+	+	++
Ingenieurbiologische Grundlagenforschung / Bionik	(+)		
Umweltpsychologische und ästhetische Wirkungen (auch als Grundlage für Tourismus-Ökonomie):			
Vielfalt von Landschaftsbild, Farben, Formen / direktes Erlebnis	+	+	+
Erhaltung der Eigenart der Bergbaufolgeregion, „Regionale Identität" / „Heimatschutz"	++	++	++
Ethische Begründungen („Natur als Eigenwert")	+	+	++

Danach besteht eine Vielzahl gesellschaftlicher Begründungen für alle Naturschutzziele, die sich in ökonomische Funktionen von Schutzobjekten, in Erhaltung genetischer Information zur Zukunftssicherung, in forschungsbezogene Gründe, als ästhetische und psychologische Gründe, sowie als ethische Begründungen zusammenfassen lassen (erweitert nach KAULE 1991: 13-17, PLACHTER 1991: 258-262, PRIMACK 1995: 237-299).

Von den Begründungen sind nach gegenwärtigem Kenntnisstand besonders konkret oder gut zu konkretisieren (vgl. JESSEL 1994, grau unterlegt in Tabelle 12):

- die unmittelbaren Nutzungsbedürfnisse der Bevölkerung an Zielbiotope,
- die Erlebbarkeit von Zielarten, Biotopen und Prozessen,
- die regionale Eigenart von Natur in Bergbaufolgelandschaften.

Nur diese Kriterien sollen vertieft weiter behandelt und für die Vorranggebietsauswahl operationalisiert werden. Die anderen Begründungen umfassen meist erst langfristig stattfindende Wohlfahrtswirkungen von Naturschutz für Gesundheit, Wohlbefinden und Volkswirtschaft, die in die Öffentlichkeitsarbeit einbezogen werden sollen, zur Vorranggebietsauswahl aber nicht weiter operationalisiert werden. Die ausführliche Ableitung, Wertzuweisung und Diskussion aller soziologischer Kriterien würde eine eigene Aufgabe mit einer Vielzahl erforderlicher Untersuchungsmethoden darstellen (z.B. systematische Umfragen, ökonomische Evaluierungen nach Ansätzen von z.B. HAMPICKE 1991). Zur beispielhaften Einbeziehung soziologischer Werte im Sinne der Zielstellung vorliegender Arbeit reicht die Begrenzung auf die genannten Themen aus.

Für die weiteren methodischen Konkretisierungen werden folgende **Bewertungsgrundzüge** abgeleitet:

- **Zwei Blickwinkel:** (1) Für die Attribute selbst (nutzbare Biotope, Zielobjekte mit ihrer Erlebbarkeit), soll zunächst eine Methode zur Wertermittlung abgeleitet und regionskonkrete Werte bestimmt werden. (2) Im Hinblick auf Gebiete soll daraus für jedes mögliche Vorranggebiet ein Gebietswert der Nutzbarkeit, des Erlebnisses und der regionalen Eigenart ermittelt werden. Dazu kann vor allem der aktuelle Zustand herangezogen werden. Gemäß Forderungen nach Einbeziehung der natürlichen zeitlichen Veränderlichkeit von Gebieten in Bewertungsprozesse (JESSEL 1994, 1998) und einer hoher Veränderungsdynamik gerade in Bergbaufolgelandschaften sollen anhand bekannter Entwicklungstendenzen wahrscheinliche zukünftige Zustände in die Wertbestimmung einbezogen werden.

- **Normierung und Skalierung von soziologischen Werten durch Zahlengrößen**: Als reproduzierbares Abbild und zum Vergleich der Werte untereinader erfolgt eine praktikable ganzzahlige Skalierung von soziologischen Werten in Zahlengrößen von 0 (soziologisch irrelevant) über 1 (soziologisch positiv, Grundwert) und weiter über ganzzahlige Wertsteigerungen. Bei zusammengesetzten Kriterien und Verrechnungen entstehen auf eine Stelle nach dem Komma gerundete Dezimalzahlen. Eine solche Abbildung von Werten durch Zahlen ist eingeführt und praxistauglich (z.B. PLACHTER 1992, 1994, JESSEL 1998). Wie bei jeder Bewertung dürfen zur Vermeidung von Mißverständnissen solche Zahlengrößen nicht fälschlicherweise als exakte Meßwerte interpretiert werden, sondern als Größenordnung mit Unschärfen (vgl. SCHERNER 1995). Für die Darstellung von soziologischen Werten aus mehreren Einzelkriterien gibt es drei sinnvolle alternative Möglichkeiten: Arithmetisches Mittel aller zugehörigen Werte, Summe aus allen Werten, Darstellung des höchsten Wertes. Zur Transparenz der Darstellung werden alle drei Möglichkeiten parallel angeben, sofern nicht ein anderes Vorgehen einzelfallweise begründet wird. Werden nach diesen Skalierungen Gebiete bewertet, so entspricht dies dem Vorgehen einer Einzelgebietsbewertung mit möglicher Rangfolgebildung (vgl. Grundzüge Kapitel 1.3.3, Detailausführungen Kapitel 4.5.1).

- **Exemplarität und Vorläufigkeit:** Da die Erstellung soziologischer Werte vielfältige und umfassende Methoden benötigt, die nicht alle in dieser Arbeit erfolgen können, müssen die folgenden soziologische Bewertungen als methodische Ansätze verstanden werden. Sie sollen künftig überprüft und ggf. modifiziert werden. Im Sinne der Gesamtzielsetzung der Arbeit reichen sie zur beispielhaften Einbeziehung soziologischer Kriterien in die Vorranggebietsauswahl und zur anknüpfenden Akzeptanzstützung vorläufig aus.

2.5.2 Nutzwerte für Biotope

Für die Erhaltung von Offenland- und Halboffenland mit entsprechenden „Zielbiotopen" und mit Habitatentwicklung für Zielarten ist Pflege nötig, die idealerweise mit der Landnutzung gekoppelt werden soll (JEDICKE 1995, RINGLER 1995, vgl. Flexibilität von Zielartenkonzepten in Kapitel 2.2.5). So sind

einige Zielbiotope nutzbar, ohne das Naturschutzziel „Biotopschutz" zu gefährden, wenn biotopspezifische Rahmenbedingungen beachtet werden (Tabelle 13). Nutzwerte von Gebieten für die Erholungsnutzung stellen weitere Aspekte dar. Sie lassen sich aber nicht von „Erlebniswerten" trennen, die im folgenden Teilkapitel abgeleitet werden.
Die Nutzbarkeit wird mit dem soziologischen Grundwert 1 gleichgesetzt, der bei Kenntnisfortschritt zum ökonomischen Ertrag weiter differenziert und erhöht werden kann. Der exakte ökonomische Nutzen und eine eventuelle Wertsteigerung hängt von Detailqualitäten der Biotope (z.B. vorkommende Futterpflanzen) und der genauen Bewirtschaftungsweise ab (z.B. Beweidungsart, Mahdrhythmus), der für Bergbaufolgelandschaften erst noch ermittelt werden muß (EICHLER & HERZOG 1997). Alle Nutzungen müssen in der Praxis mit Toleranzwerten zur Sicherung von Naturschutzzielen gekoppelt werden. Nutzbarkeit kann nur bei Erhaltungsleitbildern einbezogen werden. Bei Prozeßschutzgebieten darf definitionsgemäß kein Nutzwert berücksichtigt werden.

Tabelle 13: Nutzbarkeit von Zielbiotopen der Bergbaufolgelandschaft.

Biotoptyp (aus Tabelle 8)	Landnutzungsart (Zweck)	Randbedingung	Soziologischer Wert
♦ Sandtrockenrasen	Beweidung (Freizeit-Tierhaltung, Fleischttierhaltung), Mahd (z.B. Verfütterung, Stallstreu)	Toleranzgrenzen festlegen, Kopplung mit Erfordernissen für Habitate von Zielarten	1
♦ Spontane Gras- und Krautfluren			
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur mit Gehölzaufwuchs < 50%-Deckung auf armem trockenen Sand-, Kies- oder Schotter			
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur mit Gehölzaufwuchs < 50%-Deckung auf feuchtem und wechselfeuchtem Standort			
♦ Röhrichtkomplexe ♦ Schilfröhricht ♦ Rohrkolbenröhricht ♦ Sonstige Röhrichte	Mahd (z.B. spezielles Einstreu und Deckmaterial)		
♦ Birken-/Birken-Stieleichenmischwald feuchter bis frischer Standorte	Forstwirtschaft, z.B. Plenter- und Femelwirtschaft (bestimmte Holzqualitäten, ggf. extensive Waldweide)		

2.5.3 Erlebniswerte für Zielarten, Biotope und Prozesse

Ein „Erlebniswert" für die Attribute Zielarten, Biotope und Prozesse resultiert nach eigenen Überlegungen vorwiegend aus ihrer **Wahrnehmbarkeit**, zu der die Sichtbarkeit aufgrund Farben und Formen, die Antreffwahrscheinlichkeiten und Geräuscherzeugung beitragen. Die einzelnen Komponenten der Wahrnehmbarkeit müssen aber genauer bestimmt und für die Wertermittlung skaliert werden.

Grundlage der Überlegungen ist das Verhältnis zwischen Attraktivität und der eigentlichen Wahrnehmbarkeit von Attributen:
Ästhetisch ansprechende Naturgüter sind sehr oft, aber nicht immer leichter wahrnehmbar und erhöhen zudem über die nüchterne Wahrnehmbarkeit hinaus das positive Erlebnis. Ästhetik ist aber stark von subjektiven Empfindungen geprägt, die zudem mit der Zeit wechseln können.

Doch auch als besonders „häßlich" enpfundene Objekte können besonders gut wahrnehmbar sein. Zudem können zunächst unattraktiv wirkende und wenig akzeptierte Naturgüter durch Umweltbildung in ihrer Attraktivität erhöht und damit die Akzeptanz für ihren Schutz gesteigert werden, wenn sie ansonsten gut wahrnehmbar sind.
Somit sollen Erlebniswerten vor allem nach der Wahrnehmbarkeit von Attributen abgeleitet werden, wenn auch keine vollständige Trennung zur Ästhetik möglich ist. Das subjektive Kriterium der Ästhetik wird dabei aber gemäß Forderungen von BREUER (1993) und JESSEL (1994) zugunsten der etwas weniger subjektiven Wahrnehmbarkeit nicht in den Vordergrund gestellt werden. Die Betonung der objektiveren Wahrnehmbarkeit unterscheidet das hier folgende Vorgehen von den stärker subjektiveren, aber bereits eingeführten Bewertungen für die gemäß Bundesnaturschutzgesetz (§1) geforderte Erhaltung der „Vielfalt, Eigenart und Schönheit" des Landschaftbildes (z.B. NESTMANN 1993, NIEMANN 1993, JESSEL 1994, 1998).

Zur Ableitung der Wahrnehmbarkeit kommen nun folgende Überlegungen zum Tragen:
Zielarten wurden bereits nach den Ausschlußkriterien „Mindest-Wahrnehmbarkeit" (methodische Erfaßbarkeit) und einer Grundattraktivität ausgewählt, so daß der soziologische Grundwert „1" als Mindestwert festgesetzt wird und nur Wertsteigerungen verwendet werden. Für die direkte Bewertung (Anwesenheit von Zielarten) werden verschiedene Teilkriterien mit ihren Bewertungsgrundzügen abgeleitet, die einen **„direkten Arterlebniswert"** bestimmen (regionalisierte und konkrete Wertzuweisungen im Methodenanhang Soziologie 1).

- Möglichst viele **Farben** von Zielarten erhöhen deren Wahrnehmbarkeit: Zwar ist die Wahrnehmung von Farben subjektiv unterschiedlich, doch läßt sich eine grundlegende Wahrnehmungs- und damit Wertsteigerung mit Farbintensitäten und Farbenvielfalt formulieren.
- Große Zielarten sind leichter und daher auch meist häufiger wahrnehmbar als kleine, so daß **Körpergröße** (maximal ereichbare Körpergröße) ein weiteres Kriterium darstellt.
- Die **Aktivitätszeit im Jahresverlauf** ist weiterhin ein Faktor der Wahrnehmbarkeit von Zielarten. Tierarten, die beispielsweise weniger als einen Monat im Jahr aktiv sind, sind überwiegend nicht wahrnehmbar.
- Die **Lebensweise und Aktivitätszeit** (inklusive möglicher Bewegungen) im Tagesverlauf trägt als eigenes Kriterium zur Wahrnehmbarkeit bei: Aktive und bewegliche Organismen sind besonders gut erlebbar.
- Die **Verbreitung (Populationsgröße)** in der gesamten Region ist ein weiteres Maß für wahrscheinliche Wahrnehmungen, die für einzelne Gebiete genauer spezifiziert werden können und dann als Häufigkeit bezeichnet werden.
- **Lautäußerungen** stellen eine weitere Wahrnehmungsebene dar, wobei nur regelmäßige Lautäußerungen z.B. während der Paarrungszeit einbezogen werden (z.B. Amphibien, Singvögel). Tierarten, die nur in Extremsituationen Lautäußerungen von sich geben (z.B. Todesschreie bei stummen Arten), werden als „stumm" eingestuft. Auch dabei spielt ein subjektiv sehr unterschiedliches Empfinden der Angenehmheit von Tönen keine Rolle, sondern die Einstufung soll über Lautstärke und Komplexität der Geräusche erfolgen.

Aus allen Überlegungen resultiert der direkte Arterlebniswert, da erst die Vielzahl unterschiedlicher Eindrücke über den Gesamteindruck und das Gesamterlebnis entscheidet (vgl. JESSEL 1994). Grundsätzlich ist dabei die Höhergewichtung einzelner Kriterien gegenüber anderen möglich, die hier aber mangels ausreichend differenzierender Daten und zur Vermeidung noch nicht absicherbarer normativer Komplexität unterbleiben soll. Setzt man vielmehr als These voraus, daß der Erlebniswert einer Art durch alle genannten Überlegungen annähernd gleich zusammengesetzt ist, so wird das arithmetische Mittel oder die Wertsumme aller Einzelkriterien dafür als geeignetes Abbild angenommen. Die Verwendung des höchsten Einzelwertes als Gesamtwert ist hingegen irreführend, da der Erlebniswert durch die unterschiedlichen Überlegungen verstärkt oder abgeschwächt werden kann: Farbige Organismen sind beispielsweise weniger wahrnehmbar, wenn ihnen eine verstecke Lebensweise eigen ist.

Zur indirekte Bewertung über die **Habitate der Zielarten** werden die Ableitungen für Biotope (unten) übernommen und daraus ein **„indirekten Arterlebniswert"** formuliert.
Da in vorliegender Arbeit direkte und indirekte Bewertung als gleichermaßen sinnvolle Informationsebenen verwendet werden, errechnet sich der gesamte „**Arterlebniswert**" als arithmetisches Mittel aus direktem und indirektem Arterlebniswert. Alternativ wird der höhere Wert direkter oder indirekter Bewertung als resultierender Arterlebniswert dargestellt oder es kann die Summe gebildet werden. Höchste Arterlebniswerte weisen die Zielarten Rohrweihe, Neuntöter, Laubfrosch, Wechselkröte und Steinschmätzer auf (Methodenanhang Soziologie 4).

Biotope und Biotopkomplexe sind nach ihrer Definition aus mehreren art- und strukturbezogenen Elementen zusammengesetzt. Für einen **„Biotoperlebniswert"** ist dann die Vielfalt der Farben, Formen und Raumeindrücke bestimmend. Die Berücksichtigung der Erlebniswerte einzelner Teilkomponenten (z.B. Tierarten) samt ihrer artspezifischen Lautäußerungen würde eine weitere Differenzierung ermöglichen, muß hier aufgrund des dann unpraktikablen Aufwandes unterbleiben.
Die Werteinteilungen sind zwangsläufig unscharfe Abschätzungen eines Gesamteindruckes der Farben, Formen und Raumstrukturen in Zielbiotopen. Dabei soll nur die höchstmögliche Ausprägung im Jahresverlauf herangezogen werden: Die zeitliche Dauer des höchstmöglichen Zustandes soll wie bei den Erlebniswerten für Zielarten nicht als Wertkriterium eingehen, da auch nur tageweise Erscheinungen gleich viel Erlebnis (nur kompakter) wie längerandauernde Erlebnisse bewirken können. Höchste Erlebniswerte haben in der Modellregion Bruchwälder, Ried- und Röhrichtkomplexe, dicht gefolgt von Wäldern und sämtlichen Biotopkomplextypen (genaue Werteinteilungen und -Zuordnungen im Methodenanhang Soziologie 2+4).

Prozesse sind per Definition dynamische Erscheinungen, die selten und nur zufällig zu einem Zeitpunkt direkt beobachtet und damit erlebt werden können. Fast immer finden über jeden Zeitraum aber Veränderungen statt, die als neue Standorte und Biotope konkretisierbar sind. Für Erlebniswerte von Prozessen wird daher die Erlebbarkeit ihrer Wirkungen mit konkreten Standorten abgebildet, sowie deren Größe in einen Erlebniswert transformiert. Unterschieden werden dazu mögliche Beobachtungen von Morpho- und Hydrodynamik sowie Sukzessionsveränderungen. Der Erlebniswert für Prozesse stellt dann die Summe aus den Beobachtungswerten in einem Gebiet dar und ist damit bereits gebietsbezogen (Methodenanhang Soziologie 3+4).

Sinnvoll wäre als **mögliche zukünftige Erweiterung** über die gegebenen methodischen Ansätze hinaus die normierte Berücksichtigung von Zeitdauer und Mitnahmewirkungen betrachteter Schutzgüter, beispielsweise durch Mitnahmewirkungen von Zielarten begünstigte Tierarten, die nicht selbst Zielarten darstellen. So ist der Tagfalter *Papilio machaon* (Schwalbenschwanz) eine Tierart mit hohem Erlebniswert, die nicht als Zielart abgeleitet wurde, aber deren Vorkommen bei Erfüllung der Ansprüche der Zielart „Brachpieper" oder bei Erhaltung des Zielbiotopes „Gras- und Staudenflur" mit hoher Wahrscheinlichkeit ermöglicht wird. Auch bestimmte Prozesse ermöglichen das Vorkommen vieler Biotope und Arten, die als Folgewirkung zu beachten wären und einen Erlebniswert der Prozesse deutlich erweitern können.

2.5.4 Eigenartswerte von Zielarten, Biotopen und Prozessen

Das Erkennen der Eigenart einer Region trägt zur regionalen Identität, zum „Heimatgefühl" und damit zum Wohlbefinden der Bevölkerung bei (z.B. MÜLLER 1997, RING 1997). Naturgüter wie Zielarten, Biotope und natürliche Prozesse tragen zum landschaftlichen Erscheinungsbild, das die Eigenart einer Region natürlicherweise bestimmt, maßgeblich bei. Eine regionale Eigenart von Naturgütern soll daher als soziologisches Wertkriterium besonders herausgearbeitet werden,

Zielarten und Zielbiotope sind bereits als Elemente regionaler Eigenart über mehrere Kriterien definiert. Eine Hervorhebung ihrer regionalen Eigenart kann durch Gewichtung der Kriterien „üVer" und „Relikt" erfolgen: Dazu wird bei der Berechnung der Anzahl erfüllter Einzelkriterien die Erfüllung des Kriteriums „üVer" doppelt und das Kriterium „einzig" dreifach gewichtet.
Die Anzahl erfüllter Zielart- und Zielbiotopkriterien wird in die soziologische Werteskala 0 bis 3 normiert (Methodenanhang Soziologie 5). Daraus ergeben sich für alle Zielarten und Zielbiotope Eigenartswerte (Methodenanhang Soziologie 6):
Wechselkröte, Kleiner Waldportier (*Hipparchia hermione*), Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) und die Blaupfeil-Libellenarten (*Orthetrum* ssp.) nehmen demnach die höchsten Eigenartswerte ein.
Bei Biotoptypen sind alle Rohboden-Ausprägungen, Schüttrippenkomplexe, Fließgewässer-Mündungen, Spülfelder und Röhrichte von höchster regionstypischer Eigenart.

Die **Eigenart der Prozesse** besteht vor allen Dingen in der Morpho- und Hydrodynamik, die nur gebietsbezogen ermittelt werden kann. Gebiete mit diesen Prozessen sind demnach von höchster Eigenart (Gebietswerte zur Soziologie im Gebietsanhang G6).

2.5.5 Gebietsbezogene soziologische Bewertung

Aufbauend auf der soziologischen Wertermittlung nach Nutzbarkeit von Zielbiotopen, Erlebniswert der Zielarten, Zielbiotope und Prozesse sowie nach Heraushebung regionaler Eigenarten (soziologische Werte der Attribute) soll daraus nun für jedes potentielle Vorranggebiet ein soziologischer Gebietswert ermittelt werden. Mit Blick auf ganze Gebiete treten dabei folgende Überlegungen hinzu:

- Von Zielarten und Zielbiotopen kann für jedes Gebiet ihre **Häufigkeit** (Arten) bzw. **Größe** (Habitate, Biotope) ermittelt werden, die für soziologische Wertermittlungen von Prozessen bereits einbezogen wurde. Häufigkeiten bzw. Größen sollen als gebietsbezogene quantitative Gewichtungsfaktoren in die soziologische Wertskala zwischen 0 und 3 normiert werden (Methodenanhang Soziologie 7). Erst damit kann der jeweilige soziologische Wert einer Zielart und eines Zielbiotopes mit den Realitäten im Gebiet verknüpft werden: Beispielsweise eine im Gebiet häufige und daher leicht anzutreffende Art, die als Art aber nur einen geringen Erlebniswert hat, erhöht in diesem Gebiet ihren Erlebniswert. Andere Arten mit hohem Erlebniswert, die aber in einem Gebiet nur selten sind, werden aufgrund ihrer dann geringeren Wahrnehmbarkeit nicht gewichtet.
  Die Häufigkeiten und Größen der Arten und Biotope verändern sich und müssen laufend aktualisiert werden (z.B. natürliche Populationsschwankungen bei Arten). Im Anwendungsbeispiel der soziologischen Bewertung von Gebieten wird die Betrachtung eines Zeitraumes von drei bis fünf Jahren und daraus eine Mittelung der jährlichen quantitativen Angaben herangezogen (Anhang G6).

- Die **Anzahl der Attribute** (Zielarten, Zielarthabitate und Zielbiotope) im Gebiet bestimmt die Erlebnisvielfalt, die Höhe der Eigenart und Nutzbarkeit. Die Einbeziehung dieser Überlegung kann sinnvoll als Addition aller Einzelwerte erfolgen, so daß die Vielfalt der vorkommenden Zielarten und Zielbiotope durch nach oben offene Wertskalen gut abgebildet werden kann.

Der Erlebniswert, Eigenartswert oder Nutzwert eines Gebietes steigt demnach (1) mit dem Vorkommen soziologisch wertvoller Attribute, (2) mit der Häufigkeit bzw. Größe vorkommender Attribute und (3) mit der Vielfalt vorkommender Attribute. Höchste Erlebniswerte haben sehr große Gebiete, die viele verschiedene soziologisch relevante Attribute enthalten, darunter die höchstwertigsten Attribute, und die zugleich jeweils große Flächen bzw. Populationsgrößen solcher Attribute enthalten. Die nach den Bewertungsableitungen resultierenden soziologischen Gebietswerte für alle 127 potentiellen Vorranggebiete im Südraum Leipzig sind in Tabelle G6 (Anhang) aufgelistet und werden als Rangfolge im Kapitel 4.5.7 analysiert.

3 Habitatmodelle für Zielarten

3.1 Arbeitsziele, Begriffe und „Modellzielarten"

In der Problemstellung zur Gesamtarbeit (Kapitel 1) wurde abgeleitet, daß innerhalb eines Teilleitbildes die Verwendung unterschiedlicher Informationsebenen und -tiefen die Auswahl von Vorrangflächen beeinflußt. Besonders für die Teilstrategie Zielartenschutz ist die Einbeziehung verschiedener **Informationsebenen** erforderlich (direkte und indirekte Bewertung), wobei diese jeweils verschiedene **Informationstiefen** aufweisen können (Abbildung 10). Zudem soll durch Einbeziehung von **Habitatmodellen** nach Kapitel 1.5 ein verbreiteter Defizitbereich bisheriger Auswahlmethoden vermindert werden (ROSSI & KUITUNEN 1996). Dazu erfolgt zunächst die Begründung der Arbeitsziele mit Begriffsbestimmungen, die mit nachfolgenden Teilkapiteln ausgeführt werden.

Zur **direkten Bewertung** sind verschiedene Informationstiefen über Anwesenheit und Populationsgrößen möglich. Mit der Genauigkeit der quantitativen Vorkommensangaben steigt die Aussagegenauigkeit zur Bedeutung eines Gebietes. Quantitative Vorkommensangaben stellen eine umfangreiche Untersuchungsaufgabe dar, die im Rahmen vorliegender Arbeit nicht vollständig bearbeitet werden kann. Für die Einbeziehung von vertieften Daten der direkten Bewertung in die Vorrangflächenauswahl sind jedoch Angaben zumindest zur relativen Häufigkeit der Zielarten in einigen Gebieten erforderlich, die erhoben werden sollen, um vergleichend zur nominalen Anwesenheit der Zielarten deren Auswirkung auf die Vorranggebietsauswahl abzuleiten.

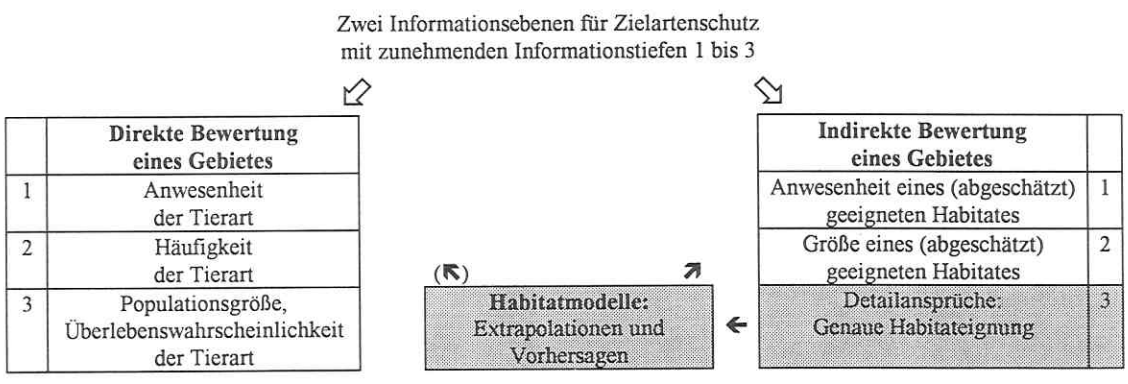
Die **indirekte Bewertung** von Gebieten für die Vorranggebietsauswahl erfolgt anhand der präferierten Habitate von Zielarten. Dazu sind verschiedene Informationstiefen relevant: Während die gegenwärtige Planungspraxis die Habitatansprüche bestenfalls nur auf grobem Niveau einbezieht (RIECKEN 1992), sind meist Detailqualitäten von Habitaten für eine tierartspezifische Habitateignung entscheidend (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Zum Vergleich der Wirkung solcher unterschiedlicher Informationstiefen müssen daher zum einen detaillierte Präferenzen einzelner Zielarten ermittelt werden (Kapitel 3.2-3.4) und zum anderen eine Übersicht von Ansprüchen für alle Zielarten erarbeitet werden (Kapitel 3.5).
Die Kenntnis detaillierter Habitatpräferenzen von Zielarten ist nach dem Phänomen der regionalen Stenökie (z.B. REMMERT 1992: 189) zur Verfeinerung jeder Gebietsbewertung dringend erforderlich (MÜHLENBERG 1993). Die Untersuchung von Vorkommen und Habitatpräferenzen speziell in Bergbaufolgelandschaften stellt zudem eine neue Aufgabe dar: Es sind neuartige Habitate entstanden, für die gegenüber bekannten Habitatpräferenzen in unveritzter Landschaft Abweichungen vermutet werden (z.B. MEYER & GROßE 1997 für Amphibien). Besonders diese Berücksichtigung regional spezifizierter Habitatpräferenzen wurde in den bisher verbreiteten iterativen Auswahlverfahren vernachlässigt und alleine das nominale Vorkommen von Arten oder ihrer Lebensraumbereiche als Auswahlkriterium verwendet (z.B. FREITAG ET AL. 1996, ROSSI & KUITUNEN 1996).

Aus der Analyse von Habitatpräferenzen sollen schließlich Habitatmodelle erstellt werden: **Habitatmodelle** stellen Anleitungen zur Bestimmung der Habitateignung im Sinne der indirekten Bewertung dar, zugleich sind sie Vorhersagemodelle für Vorkommen bzw. die Quantität des Vorkommens von Tierarten. Prinzip ist die Reduktion der das Vorkommen einer Tierart bestimmenden Faktorenkomplexe auf einfach und räumlich erfaßbare „Stellvertreter-Variablen", mit deren Kombination die Habitateignung und Vorkommenswahrscheinlichkeit hinreichend genau bestimmt werden kann. In der Methodenspezifizierung wird daher neben der Aussagekraft von „Stellvertreter-Variablen" auf die einfache Reproduzierbarkeit zu erhebender Habitatvariablen geachtet (für die Vorrangflächenauswahl vgl. ROSSI & KUITUNEN 1996, allerdings auf gröberem Niveau).

Aus Habitatmodellen soll die **Habitateignung** ermittelt werden. Hierzu ist ein normierter Ausdruck für die Habitateignung erforderlich. Eingeführt sind Dezimalskalen von 0 (ungeeignetes Habitat, keine Vorkommenschance) bis 1 (Optimalhabitat, höchste Vorkommenschance), aber auch andere Skalen (z.B. ganzzahlige Skalen von 1 bis 10 oder nach oben offene Dezimalskalen, bei denen 1 nicht die optimale Eignung, sondern eine durchschnittliche Habitateignung wiedergibt und Wertsteigerungen nach oben offen sind, ALTMOOS 1994 am Beispiel von Hecken). Die zehnstufige Skala von 0 bis 1 mit dezimalen Zwischenwerten ist als „habitat suitiability index" (= Habitat-Eignungs-Index) ausgehend von den USA bereits eingeführt, sie ist plakativ und leicht handhabbar (z.B. PEARSALL ET AL. 1986, PLACHTER 1992). Die dezimalen Eignungswerte können aber stets nur Tendenzen angeben und nur bei größeren Unterschieden (>> ca. 0,3) darf von einer unterschiedlichen Habitateignung ausgegangen werden. In keinem Fall dürfen aufeinanderfolge Werte (z.B. 0,4 und 0,5) als exakte Meßunterschiede angesehen werden, sondern gemäß der Bewertungstheorie und Modellbildung als möglicher Überlappungsbereich ähnlicher Habitateignung (vgl. SCHERNER 1995), allerdings mit leicht unterschiedlicher Eignungstendenz.

Habitatmodelle ermöglichen **Vorhersagen und Extrapolationen** für eine Gebietseignung für Zielarten (indirekte Bewertung: Habitateignung) und mit Einschränkungen in der Aussagegenauigkeit auch für die direkte Bewertung (Vorkommen und zu erwartende Populationsgrößen der Arten). Die Vorhersagen beziehen sich dabei einerseits auf die gleichzeitige Bewertung vieler verschiedener Flächen und sind für die Planungs- und Gebietsauswahlpraxis bedeutend, da oft nur wenige Flächen auf tatsächliche Artvorkommen untersucht werden können. Andererseits werden zeitliche Vorhersagen zur Eignung und Vorkommenswahrscheinlichkeit bei Kenntnis der Sukzession ermöglicht. Habitatmodelle synthetisieren damit Aussagen beider Informationsebenen für eine Gebietsauswahl (Abbildung 10) und können zur Schaffung einer gleichen Datenlage eingesetzt werden.

Zur Erstellung von Habitatmodellen wurden in den letzten Jahren zahlreiche methodische Ansätze entwickelt (z.B. PEARSALL ET AL. 1986, PAVIGNAGNO ET AL. 1990, APPELT 1996, HALLEY ET AL. 1996, KUHN & KLEYER 1996, MÄRTENS ET AL. 1996, HELMS 1997), die teilweise bis zur sehr aufwendigen realitätsnahen Computersimulation nach mehrjähriger Entwicklungsarbeit reichen. Für die Aufgabenstellung dieser Arbeit, eine für Zielarten begründete Auswahl von Vorranggebieten durchzuführen, soll unter Einbeziehung der vorliegenden Erfahrungen ein **methodischer Rahmen** für einfache, aber ausreichend genaue Habitatmodelle erstellt werden. Damit wird der Arbeitsrahmen für Detailuntersuchungen dieser Arbeit und eine grundlegende Methode für Anwendungen in anderen Regionen bereitgestellt.



← Ableitung, Extrapolation und Vorhersagen, (←) mit Einschränkungen

Grau unterlegt sind die Schlüsselbereiche, die vertieft untersucht werden. Die anderen Informationsebenen werden in unterschiedlichen Vorranggebieten durch Kartierung erhoben. Erläuterungen im Text.

Abbildung 10: Unterscheidung von Informationsebenen, Informationstiefen und extrapolierende Stellung von Habitatmodellen bei Zielartenschutz.

Für die zur Erstellung sicherer Habitatmodelle aufwendigen **Detailanalysen** können nur wenige Zielarten genauer berücksichtigt werden. Hierfür werden **„Modellzielarten"** aus dem Zielartenspektrum ausgewählt, die

(1) eine gut bekannte Autökologie aufweisen und somit Interpretationen der Kausalitäten und Vergleiche mit unverritzten Gebieten zulassen,
(2) methodisch besonders gut erfaßbar sind,
(3) mit denen verschiedene Lebensraumbereiche berücksichtigt werden.

Danach fällt die Auswahl auf Heuschrecken (terrestrische Bereiche) und Amphibien (semiaquatische Bereiche). Daraus werden mehrere Zielarten ausgewählt, da sie mit gleicher Methode erhebbar sind:

- Die Anurenarten (Froschlurche) *Hyla arborea* (Laubfrosch), *Bufo viridis* (Wechselkröte) und *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte) lassen sich durch ihre Rufe, Laich und Quappen leicht voneinander unterscheiden und sicher erfassen. Sie sind den Feuchtkomplexen zuzuordnen, wobei sie teilweise im Winter- und Sommerquartier auch Lebensräume in unverritztem Gelände nutzen. Hier erfolgt eine Beschränkung auf Laichgewässer und ihre Umgebung.
- Die „Ödlandheuschrecken" *Sphingonotus caerulans* (Blauflügelige Sandschrecke) und *Oedipoda caerulescens* (Blauflügelige Ödlandschrecke) werden ausgewählt, da sie aufgrund ihrer geotopen Lebensweise und ihrer blauen Flügel gut erfaßbar sind. Sie lassen sich terrestrischem, vegetationsarmen Offenland zuorden und benötigen dort verschiedene Detailqualitäten.

Diese „Modellzielarten" können nicht mehr das breite Zielartenspektrum repräsentieren, dennoch werden mit ihnen grundlegend verschiedene Lebensraumbereiche und Anspruchstypen abgebildet.

Detailuntersuchungen zu den „Modellzielarten" zur Ermittlung von Habitatschlüsselfaktoren sind aufgrund ihrer Aufwendigkeit nur in wenigen möglichen Vorranggebieten durchführbar. Daher erfolgt die Auswahl von regionsrepräsentativen **Testgebieten**: Für den Tagebaubereich Bockwitz (G41) liegen bereits viele grundlegende Kenntnisse vor (Anhang „Regionale Bibliographie") und er enthält für weite Teile der Bergbaufolgelandschaft repräsentative Ausprägungen. Ergänzend werden zur Berücksichtigung spezieller Ausprägungen die Gebiete Lobstädter Lachen (G32), Aufschlußgraben Werben-Sittel (G15), AFB-Kippe-Profen-Nord (G18), Nordkante Witznitz (G125) und der nördliche Randschlauch Espenhain (G11) hinzugezogen. In den in ihrer Summe regionsrepräsentativen Gebieten erfolgen die Detailuntersuchungen, aus denen Habitatmodelle für die Region abgeleitet werden sollen.

3.2 *Methodischer Rahmen zur Ableitung von Habitatmodellen*

3.2.1 Methodenübersicht, Grunddaten und Raumebenen

Habitatpräferenzen können grundsätzlich durch individuenbezogene Korrelationsanalysen, Korrelationsanalysen mit gekoppelter biologischer Kausalanalyse, sowie mit univariaten oder multivariaten statistischen Auswerteverfahren bestimmt werden (zusammengestellt nach MÜHLENBERG & SLOWIK 1997: 32f, MÜHLENBERG 1993: 214ff). Jede dieser Methoden hat ihre Vor- und Nachteile und sie werden daher zur Nutzung ihrer spezifischen Vorteile und zur Minimierung einzelner Nachteile für die Ableitung von Habitatmodellen durch Detailuntersuchungen an den „Modellzielarten" zusammengeführt, wobei innerhalb einzelner Arbeitsschritten begründete methodische Neuentwicklungen erforderlich sind. Der resultierende methodische Rahmen (Übersicht Abbildung 11) wird im folgenden nach einzelnen Arbeitsschritten erläutert und anschließend für die „Modellzielarten" spezifiziert und ausgeführt.

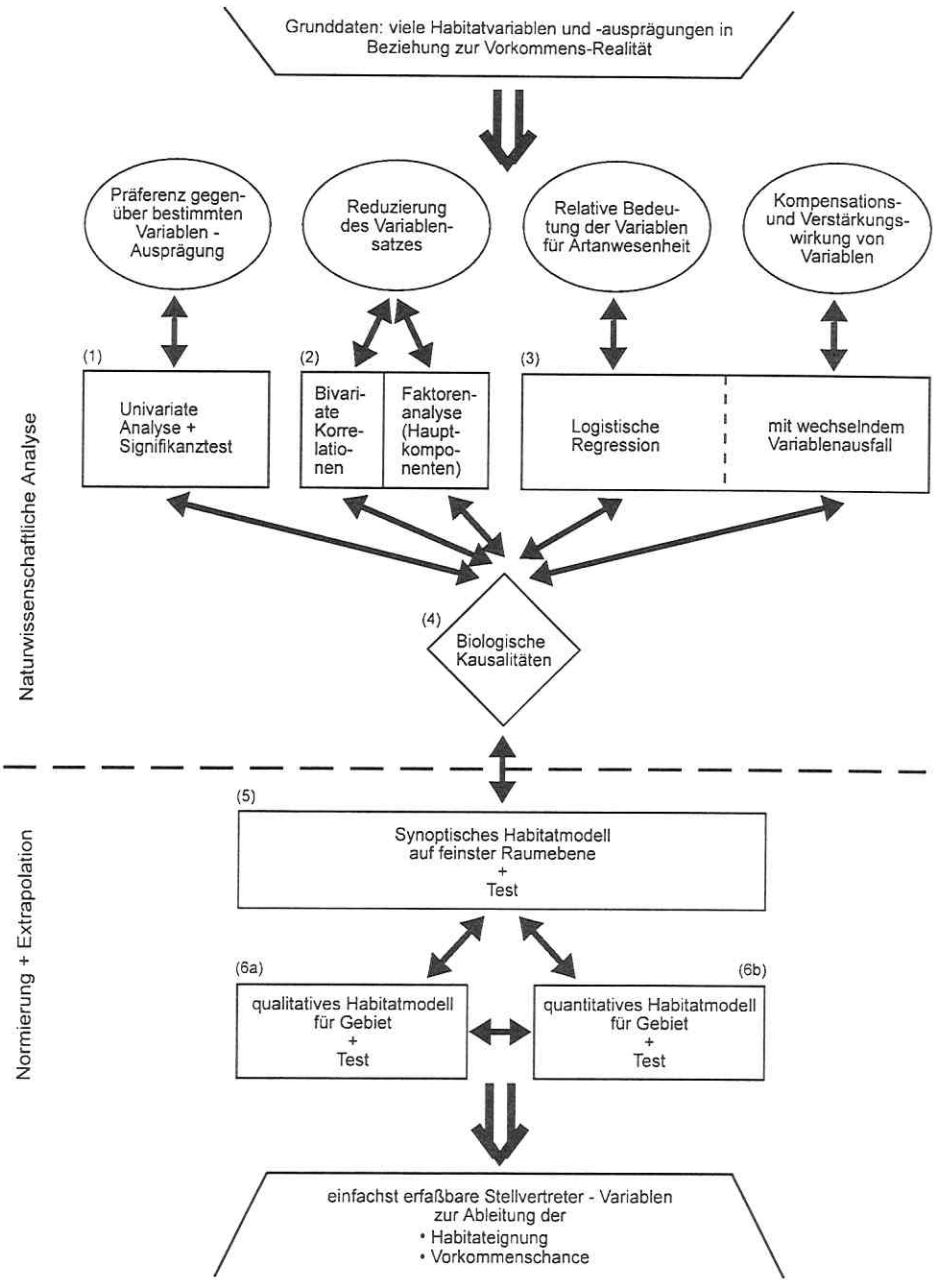


Abbildung 11: Methodischer Rahmen zur Ableitung von Habitatmodellen.

Die Arbeitsschritte (1) bis (6) werden mit den nachfolgenden Teilkapiteln erläutert.

Als Ausgangsvoraussetzung ist zunächst die Gewinnung von **Grunddaten** erforderlich: Alle möglicherweise sinnvollen Habitatvariablen (Beispiel: Habitatvariable „Vegetationsddeckung") und ihre Ausprägungen (im Beispiel: unterscheidbare Deckungsgradstufen) werden gemeinsam mit zugehörigen Vorkommensangaben der jeweiligen „Modellzielarten" erhoben. Hierbei darf keine zu starke Voreinschränkung von Variablen erfolgen, doch sollen biologisch unsinnige „Ballastparameter" im voraus ausgeschlossen werden (vgl. z.B. MÄRTENS ET AL. 1996).
Dazu werden vor der Geländearbeit mittels Literaturauswertung die für die betreffende Tierart bekannten Lebensansprüchen zusammengestellt. Alle gut erhebbaren Habitatfaktoren werden ausgewählt, die Lebensansprüche direkt oder indirekt abbilden können. Habitatvariablen sollen sich im Gelände mit ihren Ausprägungen möglichst einfach und reproduzierbar messen lassen. Variablen, für deren Erhebung komplizierte Erhebungsverfahren erforderlich sind, sind für das Ziel der Modellbildung ungeeignet.

Die Ergebnisse der Analyse von Habitatpräferenzen und entsprechend die Tauglichkeit von Habitatmodellen hängen grundsätzlich mit dem **Feinheitsgrad des räumlichen Rasters** zusammen (Skalenproblem, vgl. z.B. MÜHLENBERG 1993: 141ff): Bestimmte Habitatfaktoren sind nur kleinräumig relevant und großräumige Betrachtungen können kleinräumig zu erfüllende Ansprüche oft nicht berücksichtigen. Daher müssen alle Faktoren zunächst so kleinräumig wie möglich erhoben und analysiert werden (bei Heuschrecken in 1 m²-Radien, bei Amphibien 5 m-Radien um die Aufenthaltsorte). Andere Faktoren sind aber erst auf höheren Raumebenen entscheidend (bei Heuschrecken z.B. 25 m²-Rasterquadrate, bei Amphibien ganze Gewässer) sowie bei allen Arten auf einer gebietsbezogenen Raumebene (z.B. Parameter der Gebiets-Isolation, -Umgebung). Für jede Tierart müssen demnach bei der Methodenspezifizierung die für sie und ihre Wahrnehmung relevanten Raumebenen herausgearbeitet werden, wobei **alle Raumebenen** zunächst getrennt berücksichtigt werden müssen. Es ist Aufgabe der weiteren Methodenentwicklung, die für ein Habitatmodell aussagekräftigen Informationen verschiedener Raumebenen in geeigneter Weise zusammenzufassen.

3.2.2 Arbeitsschritt (1) - Univariate Präferenzen

In der Analyse jeder einzelnen Habitatvariablen auf allen Raumebenen werden deren Ausprägungen in Beziehung zum dortigem Vorkommen und zur Häufigkeit der Individuen einer Art gesetzt. Hieraus sollen Präferenzen gegenüber einzelnen Variablen und ihren Ausprägungen beschrieben werden (entspricht „Individualanalysen", MÜHLENBERG 1993: 147). Aus einer stetigen oder hohen relativen Häufigkeit an einer bestimmten Variablenausprägung wird eine Bevorzugung dieser Ausprägung abgeleitet, da somit eine Bedeutung für verschiedene Lebensnotwendigkeiten der Tierart angenommen wird (Nahrungsaufnahme, Reproduktion, Ruheorte u.a.). Dieses muß nicht automatisch mit biologischen Kausalitäten übereinstimmen.

Zur statistischen Auswertung werden zwei Blickwinkel (a) und (b) unterschieden, die übereinstimmend Bevorzugungen erkennen; die Deutlichkeit der Bevorzugung kann nach Blickwinkel verschieden sein:

(a) **Blickpunkt „Verteilung der Individuen":** Jeder Ausprägung einer Habitatvariablen wird bei Amphibien die Anzahl besetzter Stellen und bei Heuschrecken die Anzahl der dort gefundenen Individuen zugeordnet. In einem Vergleich der Verteilung besetzter Stellen bzw. Individuenzahlen an jeder Ausprägung (= Beobachtungen) mit der Verteilung aller Stellen bzw. Individuen auf alle Ausprägungen (= Referenz) werden Bevorzugungen abgeleitet. Zur Normierung werden aus absoluten Häufigkeiten die relativen Häufigkeiten [%] errechnet und die Differenz zwischen Beobachtungen und Referenz ermittelt.

(b) **Blickpunkt „Stetigkeit der Besetzung bestimmter Ausprägungen durch Individuen"**: Es wird die Stetigkeit der Besetzung einer Ausprägung durch eine Tierart [%] bezogen auf die Gesamtzzahl aller gleichartigen Ausprägungen ermittelt: Bei Amphibienarten auf Basis der Anzahl nominaler Vorkommen an bestimmten Ausprägungen (Stetigkeiten demnach zwischen 0 und 100 %), bei Heuschrecken auf Basis der Individuenzahlen (Stetigkeiten demnach auch über 100 %). Bevorzugungen bestimmter Ausprägungen werden analog zu (a) durch Differenz der Beobachtungen (hier: Stetigkeit an einer Ausprägung) und der Referenz (Stetigkeit des Vorkommens an allen Ausprägungen) ermittelt.

Danach gilt für die biologische Bevorzugung einer Ausprägung:

Beobachtungen >> Referenz	Bevorzugung dieser Ausprägung
Beobachtungen << Referenz	Meidung dieser Ausprägung
Beobachtungen >, <, = Referenz	keine sichere Aussage

Die statistische Signifikanz der Bevorzugung oder Meidung einer nichtparametrischen Ausprägung wird mittels Chiquadrat-Test (Chiquadrat-Einfachanordnung unter Berücksichtigung von Verhältniszahlen, SACHS 1997) geprüft. Der für schwach besetzte Stichproben mögliche FISHER-Test (SACHS 1997) wurde nicht durchgeführt, da stichprobenarmen Tests naturgemäß mit einer hohen Unsicherheiten behaftet sind. Die Signifikanztests wurden mit dem Programmpakt „SPSS für Windows 7" durchgeführt.
Statistische Signifikanz darf nicht automatisch mit biologischer Signifikanz gleichgesetzt werden (YOKKOZ 1991 zitiert in MÜHLENBERG 1993: 290): Während ein statistisch signifikanter Unterschied von der Stichprobengröße und Stichprobenart abhängt, ist die herausgefundene Signifikanz in Art und Stärke biologisch zu interpretieren. Beim statistischen Testverfahren gilt:

- statistisch signifikant bei $p < 0,05$,
- statistisch hoch signifikant bei $p < 0,01$
- statistisch höchst signifikant bei $p < 0,001$.

3.2.3 Arbeitsschritt (2) - Reduzierung des Variablensatzes

Bei einer hohen Anzahl erhobener Habitatvariablen ist die jede Raumebene sinnvoll zu überprüfen, ob aufgrund von Interkorrelationen und Ähnlichkeiten einige Faktoren gut durch andere ersetzt, oder für mehrere Variablen zusammenfassende Hauptkomponenten erarbeitet werden können. Damit würde der Variablensatz sinnvoll reduziert, bevor weitere multivariate Analyseverfahren angeschlossen werden.

Mit **bivariaten Korrelationen** wird auf eine mögliche Ersetzbarkeit einer Habitatvariablen durch eine andere verwiesen. Bei nicht normalverteilten und nichtparametrischen Verteilungen, wie sie hier stets vorliegen, wird dazu eine Spearmans Rangkorrelation mit paarweisem Ausschluß durchgeführt (SACHS 1997). Der Spearmansche Rang-Korrelationskoeffizient r nimmt Werte zwischen -1 und 1 an, wobei bei gleichzeitiger Signifikanz von $p < 0,01$ bedeutet: $R = 0$ keine Korrelation, $R = 1$ bzw. -1 perfekte Abhängigkeit (Bevorzugung bzw. Meidung). Je näher die Zwischenwerte an -1 bzw. 1 liegen, desto höher ist die Abhängigkeit, doch wird bei Zwischenwerten niemals die gesamte Varianz erklärt. Solche bivariaten Korrelationen werden anhand von Korrelationstabellen ersichtlich, die im Programmpaket „STATISTICA 5-97-Edition" erstellt wurden (Beispiel: Anhang Amphibien).

Mit einer **Faktorenanalyse (Hauptkomponentenanalyse)** können nach z.B. BÜHL & ZÖFEL (1994: 303) und MÜHLENBERG (1993: 313) unter Umständen aus vielen Habitatvariablen zusammenfassende Hauptkomponenten gebildet werden. Damit kann der umfangreiche Parametersatz auf wesentliche Faktorenkomplexe reduziert werden, die im Verhältnis zueinander die Zielart-Vorkommen maßgeblich bestimmen. Dazu muß unbedingt eine biologische Kausaldiskussion erfolgen, damit nicht biologisch

interessante Faktoren nivelliert werden. Nur bei entsprechender biologischer Sinnhaftigkeit werden Hauptkomponenten weiterverwendet.

3.2.4 Arbeitsschritt (3) - Multivariate Analyse zur relativen Bedeutung von Variablen

Da viele Habitatfaktoren nicht voneinander unabhängig sind, werden multivariate Analysen benötigt (z.B. Diskriminanzanalysen, Regressionen, Übersicht MÜHLENBERG 1993: 147): Mittels multivariater statistischer Verfahren werden die das Vorkommen bestimmenden Hauptfaktoren und die relative Bedeutung jeder Variablen ermittelt, die wiederum mittels univariater Analyse genauer auf Bevorzugungen beschreibbar sind. Dabei sind sowohl Variablen einer Raumebene als auch Variablen aus verschiedenen Raumebenen gemeinsam zu betrachten, um unterschiedliche räumliche Einflüsse zu gewichten.

Für die vorliegenden Vorkommensangaben stellt die **logistischen Regression** ein geeignetes multivariates Modellierungsverfahren dar: Mit dieser Methode kann die relative quantitative Abhängigkeit der dichotomen Variable „Artvorkommen (1)" und „Nichtvorkommen (0)" von den Habitatvariablen untersucht werden, die beliebiges Skalenniveau aufweisen dürfen (BÜHL & ZÖFEL 1994, HOSMER & LEMESHOW 1995). Das Verfahren berechnet ein Modell für die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens in Abhängigkeit der Werte aller weiteren Variablen. Die Güte des Modells wird durch eine Klassifikationsmatrix abgebildet, in der die Anzahl der richtig klassifizierten Vorkommen und Nichtvorkommen angezeigt wird. Damit kann aufbauend auf dem gesamten Parametersatz die ideale quantitative Zusammensetzung eines besetzten Habitates auf dem Niveau einer anzugebenden Vorhersagerichtigkeit (Klassifikationstabelle) modelliert werden.
Der Einfluß jeder Habitatvariable auf die Anwesenheitschance der Tierart wird durch das „odds ratio" („Effektfaktor") abgebildet (HOSMER & LEMESHOW 1995: 40ff): Ein Odds ratio gleich 1 ist gleichbedeutend mit der Irrelevanz dieses Faktors im logistischen Modell, Odds ratios größer als 1 zeigen mit ihrem Wert x die um x erhöhte Vorkommenschance der Art bei Zunahme einer Ordinalstufe dieser Variablen, Odds ratios zwischen 0 und 1 zeigen mit ihrem Wert x die um das Reziproke von x abnehmende Vorkommenschance bei Zunahme einer Ordinalstufe dieser Variablen (oder: die um x zunehmende Vorkommenschance bei Abnahme um eine Ordinalstufe). Damit werden die aussagekräftigen Variablen herausgearbeitet, womit wesentliche Aussagen Faktoren- und Hauptkomponentenanalyse mit wiederum spezifischen Vor- und Nachteilen (BÜHL & ZÖFEL 1994) zusammenfaßt werden.

Durch **schrittweise Hinzunahme und Weglassen einiger Habitatvariablen** in logistischen Regressionen werden mögliche Verstärkungs- oder Kompensationswirkungen einzelner Faktoren(gruppen) abgeleitet, wenn das zugehörige Regressionsmodell gleichzeitig eine hier als hinreichend angesehene Klassifikationsrichtigkeit der Vorkommen von mindestens 85 % bei statistischer Signifikanz erreicht.
Dabei können eventuelle Faktoren hervortreten, die einzeln ohne Bedeutung sind, aber in Kombination mit anderen Faktoren über die Habitateignung mitbestimmen. Solche fallweise bestimmende Sonderfaktoren werden wiederum mit ihren biologischen Kausalitäten diskutiert (vgl. Arbeitsschritt 4, unten).
Die logistischen Regressionen wurde mit dem Programmpaket „STATISTICA 5-97-Edition" durchgeführt.

Insgesamt folgt mit den Arbeitsschritten (1) bis (3) die Ableitung von „Stellvertreter-Variablen", mit deren Kombination deskriptiv die Habitateignung im Sinne eines Habitatmodelles abgebildet werden können.

3.2.5 Arbeitsschritt (4) - Einbeziehung biologischer Kausalitäten auf allen Raumebenen

Nachteile der bisherigen Methoden von univariater und multivariater Auswertung sind mögliche Fehlschlüsse bei starrer Anwendung durch zufällige Korrelationen (Scheinkorrelationen) oder die Nichtberücksichtigung wichtiger, nicht erfaßbarer (Begleit-)Faktoren. Zur Vermeidung von biologisch unsinnigen Fehlschlüssen ist die experimentelle Manipulation von Habitaten zur Herausfilterung der biologischen Schlüsselfaktoren die einzig sichere Methode (MÜHLENBERG 1993). Über die eingehende Analyse der Autökologie der Tierart oder durch eine „Habitatnutzungsanalyse" (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997) können biologisch relevante Parameter aber ebenfalls eingegrenzt werden, wenn nicht nur der Reproduktionserfolg, sondern auch die sonstige Bedeutung verschiedener Habitatfaktoren für die Art untersucht wird. Nachteil dabei ist der meist hohe Aufwand und die schwierige Realisierbarkeit der Methode bei komplexen Schlüsselfaktoren im Gelände.
Die mit statistischen Methoden deskriptiv ermittelten präferierten Habitatausprägungen geben demnach noch keine Garantie für erforderliche Habitatqualitäten. Eine Habitatqualität bezeichnet die Güte des Habitats für ein längerfristiges Überleben der Population unter Einbeziehung der biologischen Schlüsselfaktoren (PULLIAM 1996). Habitatqualitäten müssen an der Zukunftssicherung der Population gemessen werden und nicht nur am aktuellen Vorkommen; dazu sind erfolgreiche Reproduktion (mit Quantitätsangabe), Konstitution („fitness") und Überleben (angesichts Prädation, Konkurrenz) die einzigen zuverlässigen Parameter (MÜHLENBERG 1993: 212f). Ihre sichere Ermittlung im Freiland ist jedoch sehr aufwendig.

Vor diesem Hintergrund waren eigene experimentelle Kausalanalysen oder die Ermittlung von genauen Habitatqualitäten für die Zielstellung vorliegender Arbeit insgesamt zu aufwendig. Eine erste Verminderung kausal unsinniger Scheinkorrelationen erfolgte aber bereits durch Vorauswahl biologisch sinnvoller Habitatvariablen. Auch aus den eigenen regelmäßigen Geländebeobachtungen wurden Rückschlüsse im Sinne einer Habitatnutzung und Habitatbedeutung abgeleitet.
Eine weitere Diskussion biologischer Kausalitäten mit Einordnung der ermittelten Präferenzen und ggf. Hinzunahme weiterer Präferenzfaktoren kann hier nur durch **Literaturauswertung** erfolgen (Literatur zur Autökologie, experimentelle Untersuchungen, überregionale Vergleichsdaten). In einem solchen Abgleich wird eine regionale Eigenart erkannter Bevorzugungen abgeleitet. Die Diskussion biologischer Kausalitäten stellt insgesamt einen „Filter" dar, mit dem die biologische Sinnhaftigkeit der statistisch ermittelten Bevorzugungen und ihrer „Stellvertreter-Variablen" geprüft wird, sowie die Weiterverwendung der Parameter für Habitatmodelle in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig abgeleitet wird.

3.2.6 Arbeitsschritt (5) – Habitatmodell und Habitateignung auf feinster Raumebene

Zur Erstellung von Habitatmodellen (Definition Kapitel 3.1) muß nach bisherigen Arbeitsschritten eine Ergebnissynopse aus kausal abgesicherten Habitatpräferenzen und der multivariaten Einflüsse einzelner Variablen erfolgen. Damit werden Kombinationen und Gewichtungen möglicher Stellvertreter-Variablen abgeleitet, anhand deren Ausprägungen eine artspezifische Habitateignung ermittelt wird.

Für Habitatmodelle und Habitateignungen stellt sich die Frage nach der **Raumebene**, auf der diese ermittelt werden sollen („Skalenproblem", siehe Ausgangsbedingungen und Grunddaten): Auf der untersten Raumebene finden sich meist die Eignung limitierende Variablen, die in höheren Raumebenen nicht berücksichtigt werden können, während umgekehrt raumbedeutsame Faktoren auf die Eignung unterer Raumebenen wirken und hinzugezogen werden müssen. Beispielsweise sind für viele Heuschrecken punktuelle Vegetationsdeckungsgrade auf ca. 1 m²-Raumebene relevant. Auf einer höheren Raumebene von z.B. 25 m²-Flächen tritt als Variable ein bestimmter Anteil vegetationsfreier Teilflächen und diesbezügliche Heterogenität als entscheidender Faktor hinzu (Variabilitätsfaktor für ein bevorzugtes

Deckungsgradmosaik), wobei die punktgenaue Detailqualität in Teilflächen weiter mitentscheidet, aber auf 25 m²-Raumebene nicht mehr ausreichend berücksichtigt werden kann.
Daher wird abgeleitet, daß zur Gewährleistung ausreichender Aussagegenauigkeit ein Habitatmodell und die Habitateignung immer **auf der feinsten Raumebene** erstellt und ermittelt werden muß (z.B. bei Heuschrecken 1 m²-Punktstellen, bei Amphibien Kreise mit 5 m-Radien), wobei relevante Variablen höherer Raumebene beigeordnet werden müssen. So entstehen raumhierarchisch differenzierte Habitatmodelle, die auf die feinste Raumebene projeziert werden. Diese Einbeziehung unterschiedlicher Raumebenen ausgehend von der feinsten relevanten Raumebene soll sinnvoll durch eigene normative Anleitungen im Sinne einer Modellbildung geregelt werden: Die Kleinfläche der feinsten Raumebene soll als die Mitte der nächsthöheren Raumebene konstruiert werden, die wiederum die Mitte der nächsthöheren aussagerelevanten Raumebene bildet. So sollen für die aussagelimitierende feinste Raumebene die jeweils zugehörigen raumbedeutsamen Variablen einbezogen werden können. Nach einer tierartspezifischen Einbeziehung von praktikablerweise maximal fünf Raumebenen kann danach für die Fläche der kleinsten relevanten Raumebene eine Habitateignung ermittelt werden, wobei die Verknüpfungsweise der Habitatvariablen unterschiedlicher Raumebene hier als additiv angenommen wird, sonst aber gesondert diskutiert und geregelt werden soll (Abbildung 12).

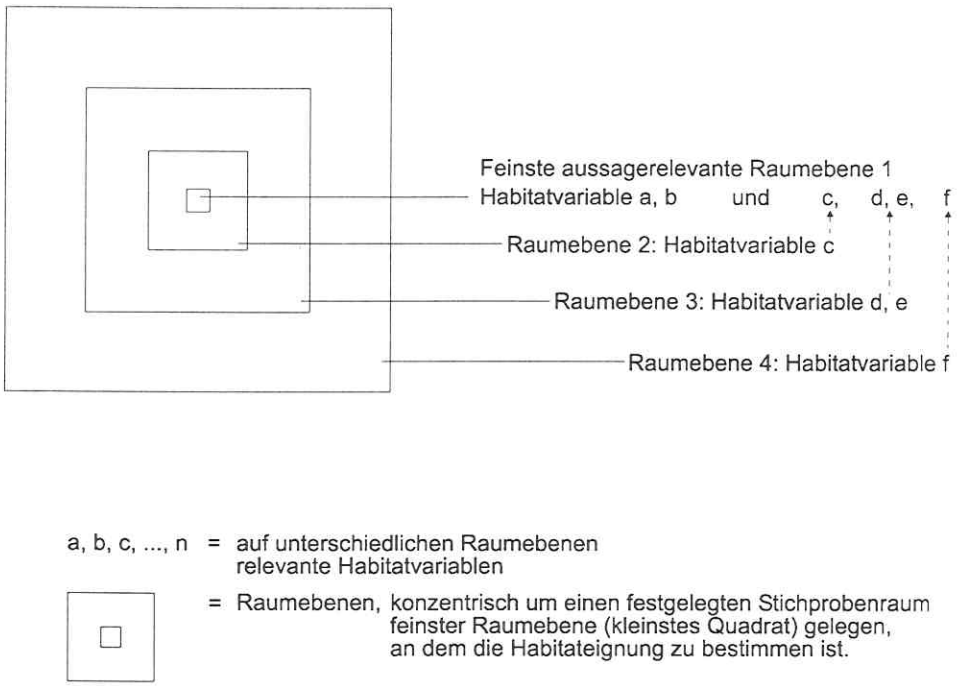


Abbildung 12: Zusammenführung von Habitatvariablen verschiedener Raumebenen.

Erläuterungen im Text.

Wenn taugliche logistische Regressionsmodelle (siehe Arbeitsschritt 3, oben) ermittelt werden (Bedingungen: Statistische Signifikanz des Gesamtmodells, Klassifikationsrichtigkeit für Vorkommen und Nichtvorkommen jeweils > 85 %), dann können für weitere Ausprägungen der dem Modell zugrundeliegenden Variablenkombination direkt aus dem Regressionsmodell gemäß der logistischen Regressionsgleichung die Vorkommenswahrscheinlichkeit zwischen 0 % und 100 % berechnet werden

(HOSMER & LEMESHOW 1995). Vorkommenswahrscheinlichkeiten können als Habitateignungswerte interpretiert werden (z.B. APPELT 1996, LINDENMAYER 1996, MÄRTENS ET AL. 1996) und werden hier mit Division durch 100 in die eingeführte plakative Eignungsdezimalskala zwischen 0 und 1 überführt.

Wenn keine tauglichen Regressionsmodelle resultieren, müssen andere normative Ableitungen zur Ermittlung der Habitateignung erfolgen:

(1) In einem ersten Schritt muß **getrennt für jede Habitatvariable ein Eignungsverlauf** abgeleitet werden. Eingeführt ist dazu die Analyse der relativen Häufigkeit einer Tierart in Beziehung zu den Ausprägungen der Habitatvariablen, wobei hohe relative Häufigkeit mit wenigen Einschränkungen als Bevorzugung gedeutet werden kann (MÜHLENBERG 1993). Die höchstmögliche Bevorzugung für jede Habitatvariable entspricht nach den Ergebnissen der univariaten Analysen (Arbeitsschritt 1) einem höchstmöglichen regionalen Habitateignungswert „1", die größte Meidung entspricht dem Habitateignungswert „0" (nach PEARSALL ET AL. 1986). Bei quantitativen Zusätzen kann die Skala zudem nach oben geöffnet werden, so daß Eignungssteigerungen > 1 möglich sind. Auf der y-Achse können danach die Zwischenwerte abgelesen werden. Diese Eignungskurve für jede Habitatvariable wird unter Einarbeitung der biologischen Kausalitäten ggf. sinnvoll begradigt, so daß letztlich in einer Eignungsfunktion jeder Ausprägung der Variablen ein Eignungswert begründet zugeordnet wird. Diese Normierungen stellen im Sinne der Modellbildung eine naturgemäß unscharfe Einschätzung dar, die nicht als Meßwerte interpretiert werden dürfen. Nach der Kausalanalyse und den deskriptiven Daten kann aber von einer hinreichend genauen Abbildung der Eignungstendenz ausgegangen werden.

(2) Nun muß in einem zweiten Schritt eine **Anleitung zur Gewichtung und Verknüpfung** der Eignungen jeder Variablen hin zu der Gesamteignung fachlich begründet werden:
Zur Ermittlung möglicher Gewichtungen kann das logistische Regressionsmodell herangezogen werden, wenn es auch nicht die oben genannten Bedingungen zur sicheren, direkten Ermittlung der Habitateignungen erfüllt. Doch auch bei verminderter Sicherheit des Gesamtmodelles können mit dem odds ratio unterschiedlich starke Einflüsse der Variablen als ungefähre Größenordnungen interpretiert werden. Mit solcher Orientierung und mit der biologischen Kausalanalyse wird eine ganzzahlige Gewichtung der Variablen normiert. Solche Normierungen sind schwer genau zu begründen. Im Sinne der Nachvollziehbarkeit müssen sie so einfach wie möglich gehalten, im Zweifelsfall sogar vermieden werden. So werden hier größere normative Einflüsse besonders deutlich, sie sind aber nicht zu vermeiden und werden deshalb transparent dargelegt (im Gegensatz zu vielen „Implizit-Bewertungen", SCHERNER 1995). Zusätzlich zu möglichen Gewichtungen (bedeutende Variablen zu weniger bedeutenden Variablen) kann es auch Ausschlußfaktoren geben, die bei Unterschreitung einer bestimmten Schwelle alle anderen Habitatvariablen unabhängig ihrer Eignung bedeutungslos werden lassen (z.B. für Amphibien: Laichgewässer sind nur tauglich, wenn pH-Wert > ca. 6). Solche „Ausschlußschwellen einzelner Faktoren müssen ebenfalls aus biologischen Kausalitäten bestimmt werden. Ein Habitatmodell muß demnach die einzelnen Variablen gemäß ihrer abgeschätzten Bedeutung gewichten und Ausschlußbedingungen nennen.
Für die Verknüpfung der Variablen bietet sich im Sinne der Vereinfachung ein additiver Zusammenhang zur Bestimmung der gesamten Habitateignung an (PEARSALL ET AL. 1986). Danach bildet das arithmetische Mittel aller Eignungswerte der Stellvertreter-Variablen den Habitateignungswert im betreffenden Raum ab; würde die Verknüpfung über ein Produkt festgelegt werden, müßte das geometrische Mittel berechnet werden (SACHS 1997). Die Ausschlußbedingungen müssen als Randbedingungen derart festgelegt werden, daß bei Unterschreitung bestimmter Schwellen eines Ausschlußfaktors die gesamte Eignung gleich 0 gesetzt wird. So wird folgende allgemeine Formel zur Ermittlung einer Habitateignung normiert:

$$HABEIG = \frac{(G \times V1) + (G \times V2) + \ldots (G \times Vn)}{\Sigma G}$$

Ausschlußbedingung: V1 > x und V2 > y, sonst HABEIG = 0

Es bedeuten:		
	HABEIG	Gesamte Habitateignung
	V1, V2,...Vn	Eignungswerte für die Habitatvariablen 1, 2,...n
	G	Gewichtungen für jede Variable
	x, y	Schwellenwerte von Ausprägungen einzelner Habitatvariablen, unterhalb derer HABEIG = 0.

Ein **Test** des bisher entwickelten Habitatmodelles soll dessen Tauglichkeit aufzeigen, die mit mindestens 85 % richtiger Vorkommensklassifizierung festgelegt wird (vgl. z.B. HALLEY ET AL. 1996, HELMS 1997). Bei unzureichenden Testergebnissen müssen Korrekturen an der Gewichtung bzw. Verrechnungsanleitungen durchgeführt werden, die wiederum biologisch begründbar sein müssen (siehe Arbeitsschritt 4). So wird in einem **iterativen Prozeß** das Habitatmodell bis zur definierten Mindestgüte verbessert und endgültig erstellt (vgl. HELMS 1997). Dieser Test ist nicht nötig, wenn bereits über das logistische Regressionsmodell direkt die Habitateignung bestimmbar ist.
Zum Test wurden 1997 100 besiedelte und 100 unbesiedelte Stellen jeder Modellzielart in den Testgebieten Bockwitz, Halde Trages, Großstolpen und Profen aufgesucht. Dort wurden nominale Vorkommen (0,1) und nach der beschriebenen Verrechnungsanleitung die Habitateignung bestimmt, die definitionsgemäß die Vorkommenschance abbildet. Wenn bei vielen geringen Habitateignungen (< 0,5) dennoch Vorkommen erfaßt werden oder umgekehrt bei Habitateignung von 0,9 oder 1 häufig keine Vorkommen erkannt werden, belegt dies einen Nachbesserungsbedarf des Modelles.

3.2.7 Arbeitsschritt (6) – Habitateignung für ein ganzes Gebiet

Für die Vorrangflächenauswahl werden Aussagen zur Habitateignung eines ganzen Gebietes benötigt. Ausgehend von dem mehrere Raumebenen berücksichtigenden Habitatmodell des vorgenannten Arbeitsschrittes, das aber zwecks Genauigkeit auf die kleinstmögliche Raumebene projeziert wurde, soll daher eine praktikable, aber informationsverlustarme Übertragbarkeit von kleinen Räumen zu gebietsbezogenen Aussagen stattfinden. Mit den folgenden Teilschritten (1) bis (3) wird dazu ein methodisches Vorgehen neu abgeleitet (Abbildung 13).

(1) **Gebietsrepräsentative Erfassung von Habitateignungen auf feinster Raumebene:** Zur Übertragung der aussagerelevanten Habitateignungswerte feinster Raumeinheiten auf ganze Gebiete müssen gebietsrepräsentativ mehrere dieser Raumeinheiten (Habitatmodellebene) festgelegt und ihre Habitateignung ermittelt werden. Als fachlicher Kompromiß zwischen unzähligen möglichen Stichproben und praktikablem Meßaufwand dienen folgende tiergruppenspezifische Ansätze: Für Amphibien sollen zu 20 m-Uferabschnitten aller Gewässer im Gebiet bei zufälligem Startpunkt die Habitateignungen der „Punktstellen von 5 m-Radien" (= Habitatmodellebene) bestimmt werden. Für Heuschrecken werden Rasterflächen von 50 x 50 m über das gesamte Gebiet gelegt (ausgehend immer von nordwestlicher Gebietsbegrenzung) und darin ein Mittelpunkt bestimmt, der die 1 m² -Stelle (= Habitatmodellebene) darstellt. In Abhängigkeit von Gebietsgröße bzw. Gewässeruferlinie werden somit je Gebiet unterschiedlich viele Stichproben erforderlich. Flächige Habitateignungskarten von Gebieten als plakative, aber ungenauere Darstellungsform (z.B. KUHN & KLEYER 1996) können entstehen, indem die stellenscharf gemessenen Habitateignungswerte auf die größeren Einheiten der Umgebung bezogen werden (20m-Uferabschnitte bei Amphibien, 2500m²-Flächen für Heuschrecken).

(2) **Berechnungen der Habitateignung im ganzen Gebiet:** Zur Zusammenfassung aller gebietsrepräsentativen Teilwerte aus (1) gibt es zwei sinnvolle Berechnungsmöglichkeiten:

(a) Berechnung des **arithmetischen Mittels** der Habitateignung aller Teilwerte, hier bezeichnet als **m-Wert**. Dieses stellt einen Eignungs-Richtwert für das Gebiet dar und kann als mittlere Habitateignung bezeichnet werden. Nachteil des m-Wertes ist die Nivellierung von Aussagen durch Verrechnung der hochgeeigneter Stellen mit weniger geeigneter Stellen. Auch werden keine Quantitäten und Konnektivitäten berücksichtigt: Winzige Gebiete mit nur einer isoliert liegenden Teilfläche eines allerdings hoch geeigneten Habitates werden fälschlicherweise höher gewertet als große Gebiete mit einer Vielzahl miteinander vernetzter hochgeeigneter Habitate, die aber angesichts auch einiger ungeeigneter Teilflächen nach Mittelwertbildung in ihrer Gesamteignung irreführend nach unten korrigiert werden.

(b) Berechnung der **Summe** der Habitateignung aller Teilwerte, hier bezeichnet als **s-Wert**. Dabei nivellieren nicht wie bei der Verrechnung zu Mittelwerten wenige ungeeignete oder geeignete Teilwerte die Gesamteignung des Gebietes. Demnach erreichen Gebiete mit großen habitatgeeigneten Flächen die höchsten Werte. Vorsicht ist aber bei großen Gebieten geboten, die viele schwach geeignete Stellen enthalten: Dort können bei Aufsummierungen einzig durch die hohe Zahl der Meßstellen hohe Gebietseignungswerte erreicht werden, obwohl die Wahrscheinlichkeit von Artvorkommen aufgrund zu geringer Eignung jeder Stelle fast ausgeschlossen ist. Dieses führt zu der Ableitung, daß vor Verwendung der Summenwerte zunächst der durchschnittliche Eignungswert als Orientierung und Ausschlußbedingung für die Tauglichkeit der Summenwerte herangezogen werden muß. Erst wenn der mittlere Eignungswert des Gebietes nach regionalen Kalibrierungen (siehe unten) mit einer Vorhersagewahrscheinlichkeit von mindestens 0,7 korreliert (= sichere Gebietseignung), soll der s-Wert des Gebietes als tauglich verwendet werden.

(3) **Regionale Kalibrierungen:** Zur Einordnung der ermittelbaren m- und s-Werte einzelner Gebiete in eine regionsweit gültige normierte Eignungsskala zwischen 0 und 1 sind regionale Kalibrierungen erforderlich: Auf der Basis möglichst vieler Gebiete werden m- und s-Werte mit Parametern des tatsächlichen Artvorkommens in Beziehung gesetzt und daraus ein gebietsbezogener Eignungsverlauf ermittelt (a und b). Dieser Eignungsverlauf stellt das Habitatmodell dar, mit dem nun für jedes Gebiet nach den dort ermittelten m- und s-Werten eine normierte Gesamthabitateignung zwischen 0 und 1 zugeordnet werden kann.
Zu dieser Kalibrierung werden aus den 127 Gebieten der Region 26 verschiedengestaltige Testgebiete als repräsentative Teilmenge ausgewählt (vgl. Kapitel 4.1), wobei das Testgebiet Bockwitz zusätzlich in weitere zwölf Teilgebiete unterteilt wird (insgesamt n = 37 Gebiete, regionaler Querschnitt).

(a) Qualitatives Gebietseignungsmodell auf Basis der m-Werte: In einem Koordinatensystem werden alle m-Werte der Region der Größe nach auf der x-Achse aufgetragen und ihnen die zugehörige Vorkommenswahrscheinlichkeit der betreffenden Tierart auf der y-Achse zugeordnet. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit errechnet sich aus dem Quotient der Anzahl der Gebiete mit Artvorkommen und der Anzahl der Gebiete mit dem betreffenden m-Wert. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit nimmt Werte zwischen 0 und 1 an, die damit die qualitative Habitateignung des Gebietes darstellen. Ein korrelativer Zusammenhang zwischen m-Werten und Artvorkommen wird mit dem stochastischen linearen Abhängigkeitsmaß r bestimmt, sowie mit einer multiplen Regression eine zugehörige Gleichung abgeleitet, die als Ausgleichsgerade durch die Punktwolke gelegt wird (nach SACHS 1997: 490ff).
Auf der x-Achse soll ein Wert m1 als derjenige m-Wert ermittelt werden, ab dem die Vorkommenswahrscheinlichkeit 1 beträgt.

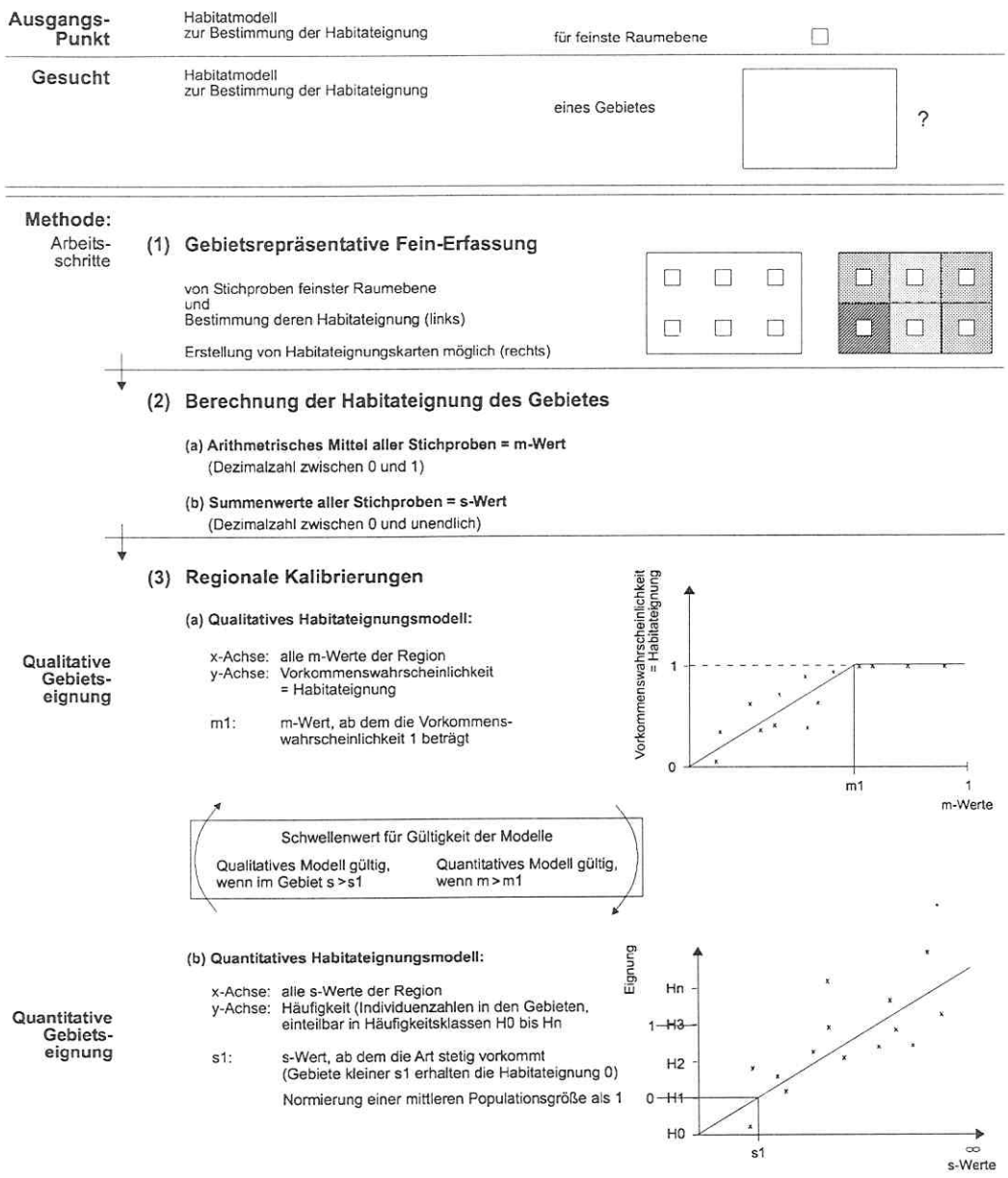


Abbildung 13: Ermittlung der Habitateignung eines ganzen Gebietes aus kleinräumigen Habitatmodellen.

Arbeitsschritte (1) bis (3) mit Erläuterungen im Text.

(b) Quantitatives Gebietseignungsmodell auf Basis der s-Werte: Alle s-Werte der Region werden auf der x-Achse der Größe nach aufgetragen und ihnen die zugehörigen Individuenzahlen im Gebiet auf der y-Achse zugeordnet. Daraus läßt sich wie bei (a) eine Regressionsgerade ermitteln. Aufgrund der unter (2) aufgeführten Nachteile der s-Werte muß ein s1-Wert als derjenige s-Wert ermittelt werden, ab dem Vorkommen immer auftreten (Vorkommenswahrscheinlichkeit immer 1). Der s1-Wert wird auf der y-Achse als 0-Wert der quantitativen Habitateignung normiert. Gebiete mit einem s-Wert kleiner als s1 sind demnach trotz ihrem eventuell hohen mittleren Eignungswert m für ausreichende Artvorkommen aufgrund zu geringer Größe bzw. Anzahl geeigneter Habitate nicht ausreichend, die Gebietseignung muß deshalb gleich 0 gesetzt werden. Solche Gebiete sind bestenfalls nur in engem räumlichen Verbund mit Nachbargebieten sinnvoll. Oberhalb des s1-Wertes sind die Summenwerte für Gebietseignungen aber aussagekräftig: Die Normierung auf die Optimaleignung 1 erfolgt durch weitere normative Ableitungen: z.B. der literaturbegründeten These eines regional optimalen Habitates und Chance für überlebensfähige Population ab einer bestimmten Häufigkeitsstufe: Häufigkeitsstufe 4 bei Heuschrecken (vgl. Kapitel 4.1 und SANDER 1995, APPELT 1996), bei Amphibien ab 50 Rufer (vgl. TESTER 1990, CLAUSNITZER 1996). Diese Thesen sollen langfristig geprüft und eventuell korrigiert werden. Höhere s-Werte können entweder wie in dieser Arbeit als Wert 1 (Optimum) angesehen werden oder in Fortführung der Regressionsgeraden als weitere Wertsteigerungen > 1 interpretiert und entsprechend abgebildet werden.

Aus den methodischen Entwicklungen ergeben sich für beiden Gebietseignungsmodelle (a) und (b) jeweils unterschiedliche **Aussagemöglichkeiten**, so daß beide Modelle parallel verwendet werden sollen, aber auch wechselseitige **Ausschlußbedingungen** für die Gültigkeit der jeweiligen Modelle:

(a) Das qualitative Habitateignungsmodell (a) ist nur dann gültig, wenn im Gebiet der Summenwert s > s1 ist. Sonst muß die Gebietseignung gleich 0 gesetzt werden. Ein gültiges qualitatives Gebietsmodell bildet die Habitateignung bezogen auf die nominale Anwesenheitschance der interessierenden Zielart ab. Eignungswerte nahe 1 zeigen eine hohe Habitateignung und die große Chance des aktuellen oder späteren Vorkommens. Unberücksichtigt ist dabei die Populationsgröße bzw. die Möglichkeit, überlebensfähige Populationen längerfristig aufzunehmen.

(b) Das quantitative Habitateignungsmodell (b) ist nur dann gültig, wenn im Gebiet m > m1 ist. Sonst muß das Gebiet der Habitateignung 0 gleich gesetzt werden. Bei Gebieten mit Eignungswerten nahe 1 wird die Chance für hohe relative Häufigkeiten der Zielart in diesem Gebiet ausgedrückt.

Die technische Ausführung der Schritte zur Erstellung von Gebietseignungsmodellen für die „Modellzielarten" erfolgt mit dem Programmpaket „STATISTICA 5-97-Edition".

3.3 Detailuntersuchungen zur Ableitung von Habitatmodellen für Amphibien

3.3.1 Methodenspezifizierung

Der Laichplatz gilt bei Amphibien als der zentraler Reproduktionsraum, der maßgeblich über Etablierung und Fortbestand einer Art entscheidet. Sommer- und Winterlebensräume sind zwar nicht zu vernachlässigen, werden hier aber nicht gesondert untersucht. Zur Analyse von Habitatpräferenzen und zur Erstelllung von Habitatmodellen werden **drei relevante Raumebenen** unterschieden (nach eigenen Überlegungen unter Auswertung von BORGULA 1990, PAVIGNAGNO ET AL. 1990, TESTER 1990, CLAUSNITZER 1996, BITZ ET AL. 1996, SCHAD 1996):

(1) Stelle (synonym Gewässerstelle, Uferstelle):
Kreis um den Rufort, Laich- oder Quappenfundort mit **Radius von 5 m**. Auf dieser feinsten Raumebene erfolgt die Korrelation mit kleinräumigen und speziellen Habitatausprägungen unmittelbar an der zeitweisen räumlich begrenzten Ruf- oder Juvenillokalität. 5 m stellen einen Kompromiß zwischen exakt

möglicher Lokalitätsangabe und naturgegebener Unschärfe der mobilen, doch an ihrem Laichgewässer ortstreuen Anurenarten dar.

(2) Gewässer:
Das gesamte Reproduktionsgewässer unterschiedlicher Größe kann über bestimmte Mikrofaktoren hinaus Einfluß auf Reproduktion einer Art einnehmen. Auf dieser „Mesoebene" erfolgt die Korrelation mit gröberen Habitatausprägungen zur Gewässerbeschaffenheit. Ganze Gewässer waren lange Zeit fast die einzige und die am genauesten untersuchte Raumebene (z.B. BLAB 1986, LAAN & VERBOOM 1990, PAVIGNAGNO ET AL. 1990), während Detailebenen von Uferstellen am Laichgewässer kaum untersucht wurden (vgl. SCHAD 1996).

(3) Gebiete:
Ein ganzes Gebiet kann über das eigentliche Reproduktionsgewässer hinaus Bedeutung für Reproduktion und Populationsgröße besitzen. Auf dieser „Makroebene" (= Landschaftsebene) erfolgt die Korrelation mit großräumigen Landschaftsparametern, die dort zwangsläufig eine unspezifische Bedeutung haben, aber über Populationsgrößen der Arten mitentscheiden können.

Von März bis Juli 1995 erfolgten Vorkartierungen zum Arten-, Gewässer- und Umgebungsspektrum sowie ein Zusammentragen vorhandener publizierter und unpublizierter Daten, woraus Defizite erkannt und das Vorgehen für die nächsten Jahre spezifiziert wurde. In den Jahren 1996 und 1997 erfolgten im Zeitraum zwischen 20. März und 15. Juni in den Testgebieten Bockwitz (G41), Lobstädter Lachen (G32), Großstolpen (G26), Plateaulachen im Restloch Werben (G16), Werben-Sittel (G15), Profen (G18), Witznitz-Nordkante (G125) und Espenhain-Nord (G11) je **10 systematische Begehungen**:
Alle Froschlurche können durch ihre Rufe identifiziert werden, so daß bei langsamen und gleichmäßigen Abgehen der Gewässer und ihrer Umgebung rufende Individuen jeder Art ermittelt wurden (Zeitstandard: ca. 10 Minuten für ca. 100 m – Ufer bzw. Feuchtkomplex). Die Verhörung der Amphibien begann jeweils etwa 1 Stunde vor Sonnenuntergang und reichte bis ca. Mitternacht, die Startpunkte und Begehungsrichtungen wurden an unterschiedlichen Tagen variiert, um mindestens einmal zum möglichen Aktivitätsoptimum aller Arten an jedem Laichgewässer zu sein. Kartiert wurde bei Temperaturen über 10°C, außer bei starkem Dauerregen und kräftigem Wind, wenn die Rufaktivität sehr gering ist.
Für Laich- und Quappenkartierungen erfolgten mit gleichem Zeitstandard systematische Tagesbegehungen. Alle Ruf-, Laich- und Quappenstellen wurden kartographisch mit einem 5 m-Unschärferadius notiert. Bei mehr als fünf rufenden Individuen mußten Mengenabschätzungen erfolgen, die bei den nächsten Begehungen kontinuierlich überprüft wurden. Bei Agglomerationen von > 5 Tieren in engem räumlichen Umkreis wurden Individuen unterschiedlicher Arten kartographisch auf die gleiche Stelle projeziert, für Individuen gleicher Art wurden aneinanderliegenden Stellen konstruiert. Es wurde die maximale Ruf-, Laich- und Quappenzahl aus allen Begehungen herangezogen (nach BAST 1986).
Alle ermittelten Uferstellen wurden in einer Datenbank fortlaufend nummeriert und Gewässer (interne Identitätsnummern) sowie die Habitatausprägungen der Tabelle 14 zugeordnet. Unterschieden wurden Ruforte, Laich- und Quappenorte, wobei letztere als Reproduktionserfolg gewertet werden und allein in die weitere Auswertung für Habitatpräferenzen eingehen. Die zuerst ermittelten Ruforte gaben die wichtigsten Hinweise auf mögliche Laich- und Quappenorte, wobei durch die systematischen Begehungen auch zusätzliche Laichfunde ohne vorherige Ruforte ermittelt wurden, sowie einige Ruforte ohne spätere Laichfunde festgestellt wurden. Insgesamt zeigte sich aber in den Geländebegehungen eine ca. 70% Übereinstimmung von regelmäßig notierten Ruforte und Laichfunden, so daß die angewendete Methode im Sinne der Zielstellung als tauglich bestätigt wird. Zur weiteren Kontrolle des Reprduktionserfolges wurden nach dem 15. Juni zusätzliche Begehungen entlang der Gewässer durchgeführt und die Anwesenheit diesjähriger Jungtiere („Hüpferlinge") notiert.

Die Auswahl der erhobenen **Habitatvariablen** und ihre Unterteilung in Ausprägungen zeigt Tabelle 14: Besonderer Wert wurde auf Strukturparameter der Vegetation gelegt, die einfach und für eine

Vorrangflächenauswahl flächig meßbar sowie mit biologische Kausalitäten gut in Verbindung gebracht werden können (vgl. PAVIGNAGNO ET AL. 1990, HALLEY ET AL. 1996). Die wasserchemische Messungen von relevanten Hauptparameter (pH-Wert, Leitfähigkeit, Gesamtstickstoff, Wasserhärte) sollen Schwellenwerte für die Eignung der Gewässer als Laichhabitat für Amphibien in der Bergbaufolgelandschaft spezifizieren. Die chemischen Parameter pH-Wert und Leitfähigkeit wurden vor Ort zum Zeitpunkt des Vorkommens von Laich oder Quappen aller Arten gemessen (1996: 20-24. Mai, 1997: 24-28. Mai). An den gleichen Meßstellen wurden Wasserproben entnommen und im Labor Gesamt-Stickstoffgehalt und Gesamt-Härte gemessen. Die chemischen Parameter stellen Momentaufnahmen dar, die nur Größenordnungen wiedergeben können (vgl. SCHAD 1996).
Zusätzlich zu besetzten Stellen und Gewässern wurde eine zufällige Auswahl unbesetzter Lokalitäten auf gleiche Weise untersucht, um ausreichend vergleichbare Nullstellen einzubeziehen (n = 60 Stellen bzw. n = 20 Gewässer). Das Gesamtspektrum aller Gewässer bzw. Uferstellen mit und ohne Artvorkommen stellt das Referenzspektrum dar, das für die Präferenzermittlung den jeweils von der interessierenden Zielart besetzten Orten gegenüber gestellt wird.
Die Anwesenheit jeder Amphibienzielart an einer Habitatausprägung wird nominal aufgenommen (1/0), so daß Häufigkeiten an einer Ausprägung als Summe aller Anwesenheiten angegeben werden und Stetigkeitsangaben max. 100 % erreichen können.

Tabelle 14: Erfassung relevanter Habitatvariablen und ihrer Ausprägungen für Amphibien.

Die Skaleneinteilungen sind im „Methodenanhang Amphibien" aufgelistet.

	Raumebene und Ausprägungsskalierung der Habitatvariablen		
Habitatvariable	**Uferstellen: 5-m Radien**	**Gewässer**	**Gebiet**
pH-Wert	Meßwert und Überführung in ordinale Klassen	Durchschnitt aus mehreren Uferstellen	
Leitfähigkeit			
Gesamthärte			
Gesamtstickstoff			
Algen im Wasser	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Fischvorkommen	Nominale Skala	Nominale Skala	
Alter	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Erwärmbarkeit	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Maximale Tiefe	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Wasserführung	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Trübung	Ordinale Skala		
Durchströmung	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Dominierende Wasserspeisung		Ordinale Skala	
Uferneigung	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Max. Beschattung	Ordinale Skala	Ordinale Skala	
Submerse Vegetationsdeckung	20%-Intervalle der Deckungsgrade, zudem nach Arten unterteilt	20%-Intervalle der Deckungsgrade, nach Arten unterteilt	
Emerse Vegetationsdeckung	20%-Intervalle der Deckungsgrade, zudem nach Arten unterteilt	20%-Intervalle der Deckungsgrade, nach Arten unterteilt	
Boden	Verteilung der Bodenarten in 20%-Intervallen	Verteilung der Bodenarten in 20%-Intervallen	Verteilung der Bodenarten in 20%-Intervallen
Gewässergröße		Meßwert in m²	
Umgebung : Biotoptypen und Bodenarten	20%-Anteils-Intervalle: 1.) 20 m um die Stelle, 2.) 20-50 m um die Stelle	Biotoptypen in 20%-Anteils-Intervalle: 1.) 50 m um die Ufer, 2.) 50-200 m um die Ufer	Biotoptypen in 20%-Anteils-Intervalle 500 m um die Gebietsgrenze
Gewässerzahl / Gewässerdichte			Anzahl pro ha, Fläche pro ha
Entfernung	m zur nächsten besiedelten Uferstelle	m zum nächsten besiedelten Gewässer	m zum nächsten besiedelten Gebiet

3.3.2 Ergebnisse mit Diskussion biologischer Kausalitäten

3.3.2.1 Vorkommen aller Anurenarten und Interkorrelationen

(1) Qualitatives Vorkommen in Gebieten und Gewässern

Von 199 in den Jahren 1996 und 1997 untersuchten Gewässern wurden 97 (48,8 %) von wenigstens einer Anurenart besiedelt. Jeweils knapp über 10% aller Gewässer besitzen ein, zwei oder drei Anurenarten, während nur neun Gewässer mehr als drei Arten gleichzeitig beherbergen. In der Region ist *Rana esculenta* aggr. („Wasserfrosch"-Artkomplex) die stetigste Art an den Gewässern, gefolgt von den Zielarten *Pelobates fuscus* (an 32% aller Gewässer), *Hyla arborea* (an 24% aller Gewässer) und *Bufo viridis* (an 18% aller Gewässer). Weitere Anurenarten sind weitaus seltener: *Bufo calamita* (Kreuzkröte) kommt vorwiegend im westlichen Teil der Region vor und ist in nur 6% der Untersuchungsgewässer vertreten, im Bereich Profen jedoch sehr stetig. *Bufo bufo* (Erdkröte), *Rana arvalis* (Moorfrosch) und *Rana dalmatina* (Springfrosch) kommen hingegen nur an wenigen geeigneten Gewässern der Bergbaufolgelandschaft vor; sie besitzen nach SCHMIDT (1990) und KLAUS & KRUG (1992) in den verbliebenen Auenwäldern ihren regionalen Verbreitungsschwerpunkt und sind zur Zeit nicht in hohem Maße auf die Bergbaufolgegewässer angewiesen (Abbildung 14).

(2) Quantitatives Vorkommen an Uferstellen

In den besetzten Gewässern wurden in den Jahren 1996 und 1997 insgesamt 841 Uferstellen (5m-Radien) erfaßt. Davon werden 188 Stellen der Reproduktion von *Bufo calamita*, 213 der Reproduktion von *Hyla arborea* und 513 der Reproduktion von *Pelobates fuscus* zugeordnet. Nennenswerte quantitative Unterschiede zwischen den Jahren bestanden nicht, jedoch eine leicht unterschiedliche Besetzung verschiedener Gewässer, die durch Schwund, Änderung und Neuentstehung von Kleingewässern durch den Sanierungsbergbau bedingt war.

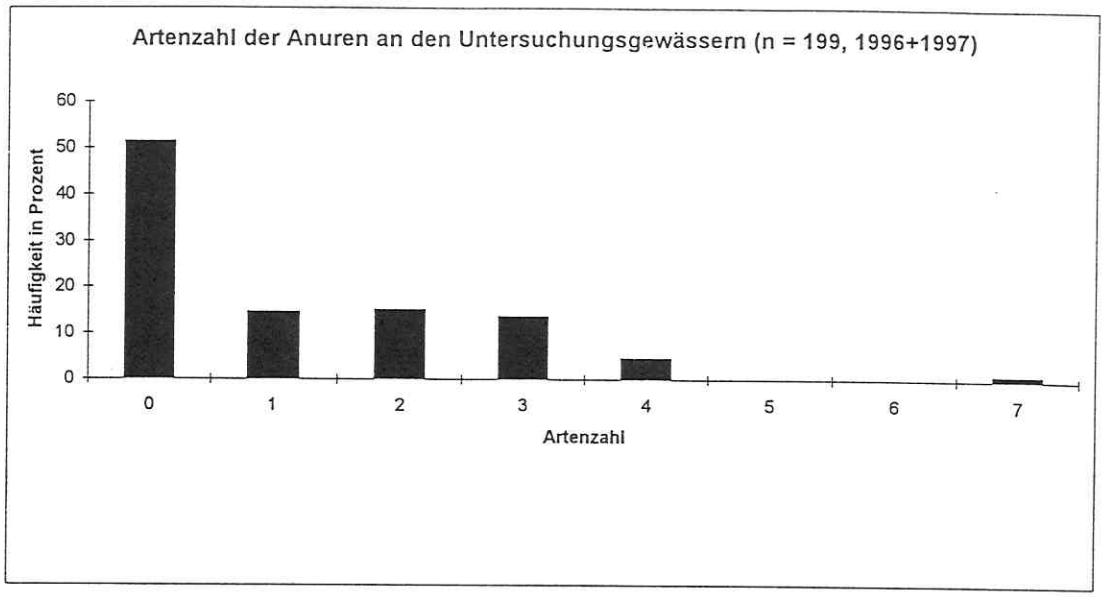
(3) Vorkommensbeziehungen unter den Amphibien-Zielarten

Neben den interessierenden Habitatpräferenzen jeder Zielart sind Wechselwirkungen der drei Zielarten untereinander zu vermuten, indem Quappen einer Art als Prädator der anderen Art auftreten können (NÖLLERT 1990: *Pelobates fuscus* als Prädator). Zudem kann häufiges gemeinsames Vorkommen und gleichzeitiger qualitativer Reproduktionserfolg von Arten auf ähnliche Habitatansprüche verweisen. So wurden Vorkommensbeziehungen zwischen den Zielarten analysiert, aber keine statistisch signifikanten Meidungen belegt. Doch kam *Bufo viridis* in 50% besetzten Gewässer gemeinsam mit *Hyla arborea* und *Hyla arborea* in 63% besetzten Gewässer gemeinsam mit *Pelobates fuscus* vor. Alle Arten treten demnach in Gemeinschaft mit anderen Anurenarten auf, wobei *Pelobates fuscus* am wenigsten gemeinsame Vorkommen mit anderen Anurenarten aufweist und in 32 % ihrer Vorkommen die einzige Anurenart im Gewässer darstellt. Dieses Ergebnis verweist auf artspezifische Habitatpräferenzen bei gemeinsamem Überlappungsbereich einiger Habitatansprüche (Tabelle 15).

Tabelle 15: Gemeinsame Vorkommen der Anuren-Zielarten an Gewässern.

Es treten keine statistisch signifikanten Meidungen auf, dennoch sind Tendenzen in der unterschiedlich großen Toleranz gegenüber gemeinsamen Vorkommen erkennbar.

		Gemeinsames Vorkommen mit Arten [an % von n Gewässern]			Gemeinsames Vorkommen mit Artenzahl [an % von n Gewässern]					
	n	*Bufo viridis*	*Hyla arborea*	*Pelobates fuscus*	0	1	2	3	4	5
Bufo viridis	34		50	32	11	35	29	17	0	5
Hyla arborea	46	37		60	8	17	50	19	0	5
Pelobates fuscus	62	17	46		21	32	14	0	0	0



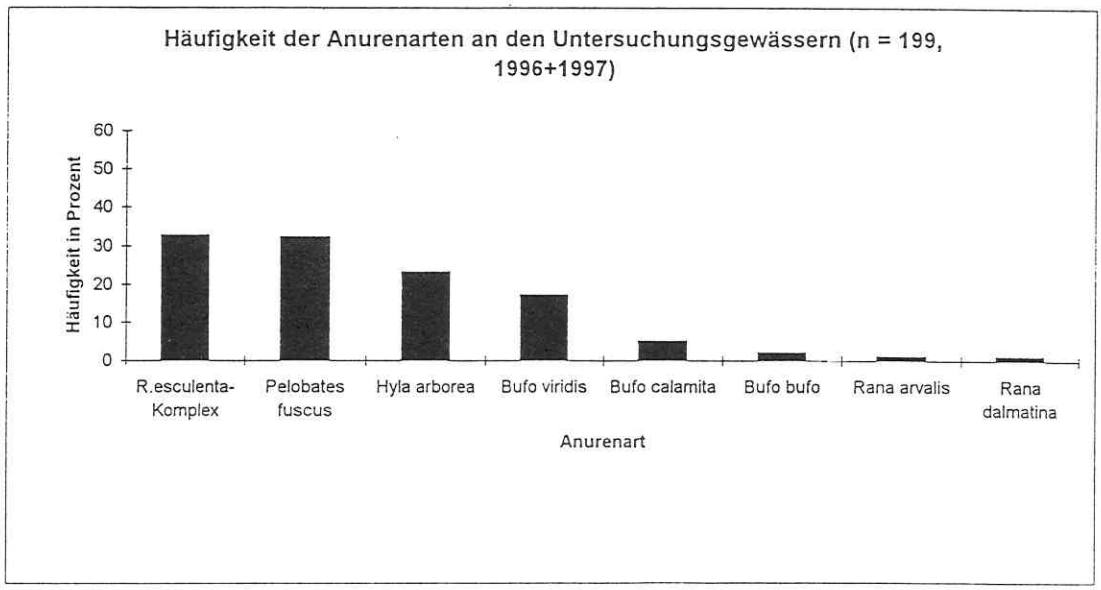


Abbildung 14: Vorkommen von Anurenarten in der regionalen Bergbaufolgelandschaft.

Von Anuren besetzte Gewässer in den Untersuchungsgebieten und Verteilung von Artenzahlen (oben) und relative Häufigkeit in % (= Stetigkeit) der vorkommenden Anurenarten in den Untersuchungsgewässern (unten).

(4) Interkorrelationen von Habitatvariablen

Alle Habitatvariablen wurden auf bivariate Korrelationen geprüft. Danach gibt es nur zwischen den Deckungsgraden submerser und emerser Vegetation enge Interkorrelationen (Spearmans R = 0,84), da viele Kleingewässer in gras- und staudenbestandenen Senken durch Grundwasseranstieg entstanden sind und die ehemals terrestrische Vegetation wurde zu submersen und emersen (toten) Vegetationstrukturen. Auf einen Ausschluß einer dieser Variablen soll dennoch verzichtet werden, da beide Parameter unterschiedliche biologische Funktionen für die Arten beinhalten können: Submerse Vegetation kann als Laichablagesubstrat benötigt werden, emerse Vegetation kann als Ruf- und Ruhestrukturen dienen. Ein Einfluß geringer submerser und emerser Vegetation auf die Habitatvariable „Erwärmung des Wasserkörpers" ist zu vermuten. Eine Korrelation ist aber nicht gegeben, welches auf weitere Einflüsse schließen läßt. Weitere Interkorrelationen bestehen nicht (Korrelationstabelle im Anhang Amphibien).
Nach einer Hauptkomponentenanalyse sind die Habitatvariablen im Parameterraum zerstreut und es lassen sich nur sehr undeutliche Hauptkomponenten ableiten. Eine Ausnahme bilden die engen Korrelationen zwischen submerser und emerser Vegetation, die bereits oben besprochen wurden. Relativ eng beisammen liegen die Variablen „Flachufer, Wasserführung und Erwärmung", deren kausaler Zusammenhang gut erklärbar ist: Flache Gewässer haben eine unstete Wasserführung und sind leicht erwärmbar. Da diese Variablen aber wiederum von anderen Einflüssen überlagert sind (z.B. Vegetation) und die Interkorrelationen statistisch nicht sehr eng sind, werden alle Habitatvariablen weiter getrennt analysiert und die Bildung von Hauptkomponenten unterlassen.
Für die Habitatvariablen wird demnach keine Reduzierung des Parameterumfanges vorgenommen. Dieses belegt einerseits die geeignete Vorauswahl und unterstreicht andererseits die unterschiedlichen Aussagebereiche der verschiedenen Habitatvariablen.

3.3.2.2 Bufo viridis - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles

(1) Univariate Präferenzen

Die Wechselkröte (*Bufo viridis*) zeigt höchst signifikante Bevorzugungen für Uferstellen ohne Steilufer, wobei schon ein Anteil von 20 % Flachuferbereiche am gesamten Gewässer Wechselkrötenvorkommen erlaubt. Es werden von der Art sehr geringe Wassertiefen bis 0,5 m Tiefe höchst signifikant bevorzugt, während komplementär dazu die Meidung tieferer Gewässer ebenfalls höchst signifikant ist. Damit verbunden ist die höchst signifikante Präferenz hoher Wassererwärmbarkeit und Wasserstandsschwankungen bis hin zur Austrocknung der Gewässerstellen, die in den meisten Fällen aber erst nach Beendigung des Quappenstadiums erfolgte.
An den 841 untersuchten Stellen wurde die Wechselkröte höchst signifikant an Gewässern mit geringen Deckungsgraden von submerser und emerser Vegetation, sowie insgesamt fehlender beschattender Vegetation angetroffen. Submerse und emerse Deckungsgrade bis ca. 20-30 % an den Stellen werden jedoch toleriert. Algen- und vegetationsfreie Gewässer wurden zwar von der Wechselkröte als einzige Art besiedelt und statistisch sogar bevorzugt, doch lagen die größten Vorkommen an Gewässern mit 10-20 % emerser oder submerser Vegetationsdeckung. Die Laichschnüre waren dann meist mit Pflanzenteilen und Algen verwoben.
Die präferierten Habitatstrukturen sind am stärksten in neu entstandenen Gewässern der Bergbaufolgelandschaft anzutreffen. Dagegen überrascht die hoch signifikante Bevorzugung von nicht mehr sehr jungen Gewässerstellen, die mindestens im 4. Jahr sind. Besonders hohe Stetigkeiten von Wechselkröten wurden auch an 6-10 Jahre alten Gewässern erfaßt. Im jeweiligen Untersuchungsjahr neuentstandene Gewässer waren stets unbesiedelt, was oft mit noch extremen chemischen Parametern und planierter, völlig vegetationsloser Umgebung in Verbindung gebracht werden kann.
Weitere Bevorzugungen und Meidungen gegenüber Ausprägungen der Habitatvariablen sind statistisch nicht signifikant. Die Übersicht univariater Präferenzen zeigt Abbildung 15.

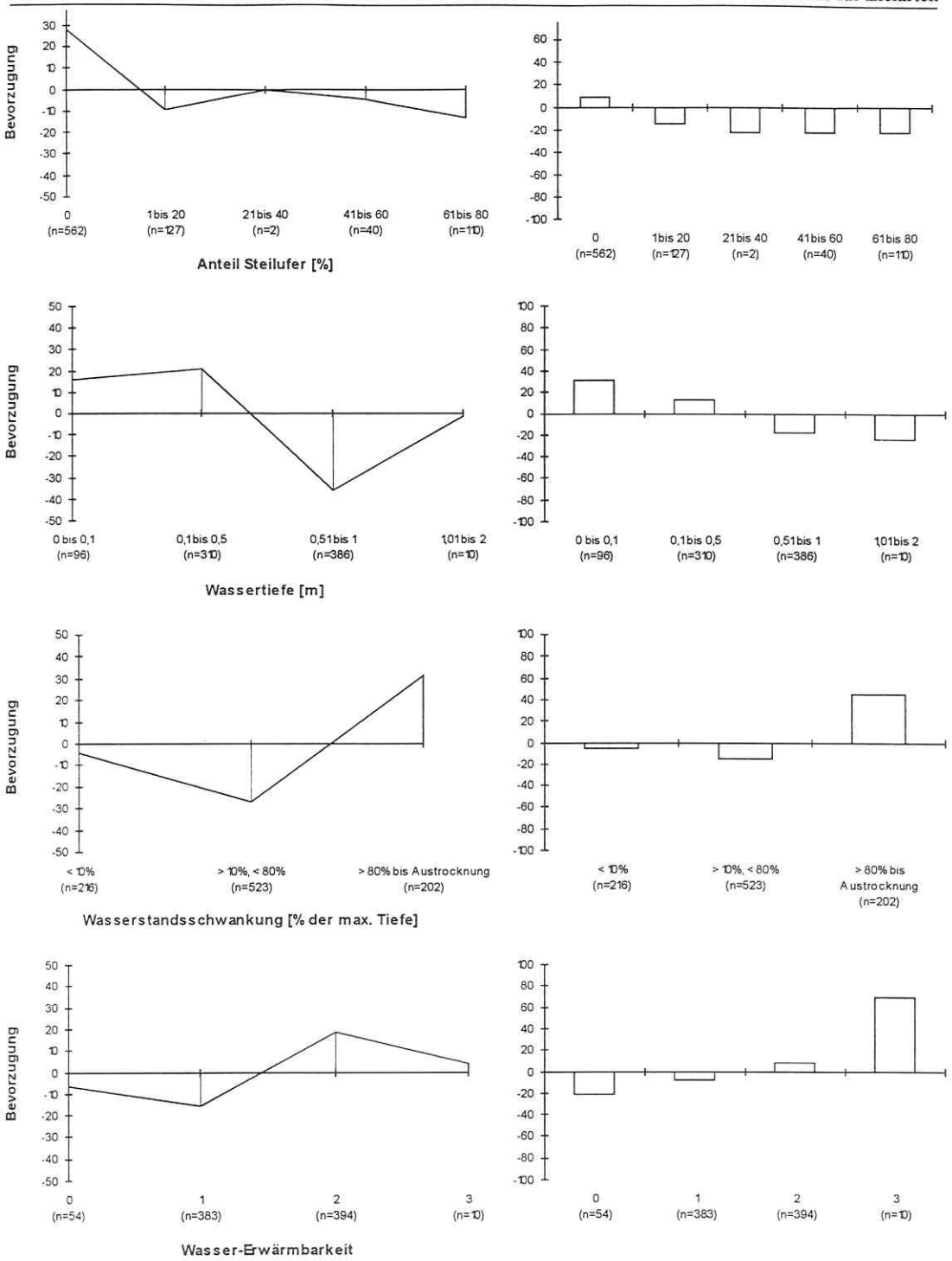
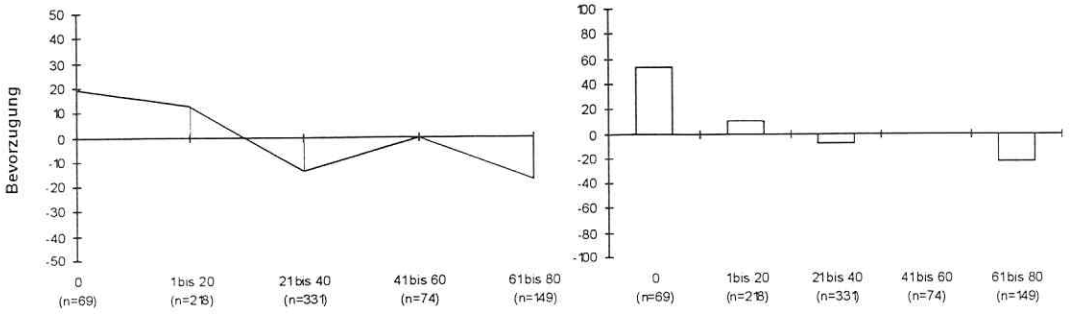


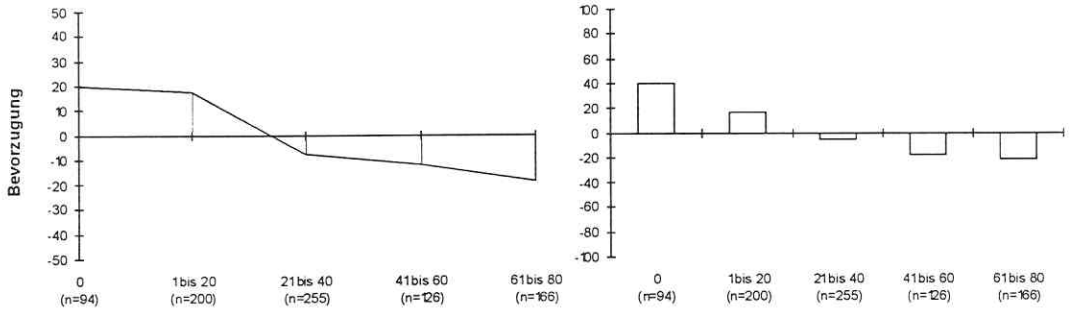
Abbildung 15: Habitatpräferenzen von *Bufo viridis* (Wechselkröte) nach univariater Analyse.

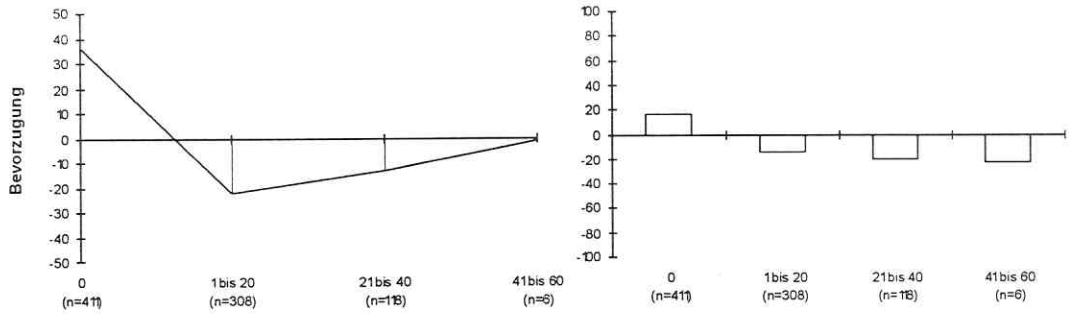
n = 841 Stellen, 199 Gewässer, Untersuchungsjahre 1996 und 1997. Die Notierungen im positiven Bereich verweisen auf Bevorzugung der Ausprägung in angegebener Quantität, Notierungen im negativen Bereich zeigen Meidung der Ausprägungen in angegebener Quantität an. Statistische Signifikanz ist im Text erwähnt. „Alter" bezieht sich auf das ganze Gewässer, weitere Variablen nur auf die 5 m-Uferstellen.

Links:
Präferenzen nach der Anzahl und Verteilung besetzter Stellen, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteten besetzten Stellen und Verteilung der Ausprägungen an allen Stellen.

Rechts:
Präferenzen nach der Stetigkeit der Besetzung von Stellen getrennt für jede Ausprägung, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteter Stetigkeit an einer Ausprägung und Stetigkeit an allen Ausprägungen.







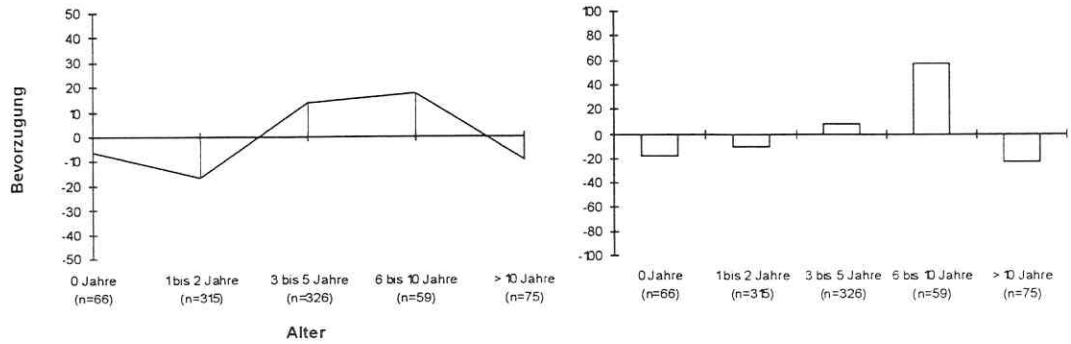


Abbildung 15 (Fortsetzung).

(2) Multivariate Ergebnisse

Die multivariate Analyse mit der **logistischen Regression** ergab unter Einschluß aller Habitatvariablen für das Wechselkröten-Habitat ein Modell, das 98 % der unbesetzten Stellen und 91 % der besetzten Stellen korrekt klassifiziert (Tabelle 16a). Dabei haben die Variablen „Gesamthärte", „Algenbewuchs", „Flachufer" und „emerse Vegetation" keinen Einfluß. Eine besonders hohe relative Bedeutung für Vorkommen haben die Variablen bzw. Ausprägungen „hoher pH-Wert" (> 7,5 und stets < 9), „hohe Leitfähigkeit", „hoher Gesamt-Stickstoffgehalt", „große Erwärmbarkeit", „kein Fischvorkommen", „geringe Tiefe", „fehlende Beschattung" und „geringe submerse Vegetationsdeckung". Die univariate Analyse zeigt rückkoppelnd den jeweiligen genauen Präferenzverlauf dieser Variablen.

Zur Ableitung möglicher **Kompensationen, Verstärkungen und Gewichtungen** einzelner Variablen wurden logistische Regressionen unter fallweisem Ausschluß einzelner oder mehrerer Parameter durchgeführt: Eine logistische Regression ohne die chemischen Gewässervariablen führt zu einer richtigen Klassifizierung von 75 % der besetzten und 95 % der unbesetzten Gewässer. Mit dem pH-Wert als einzige chemische Variable ergibt sich unter Hinzuziehung der strukturbezogenen Variablen immerhin eine richtige Klassifizierung von 97,9 % der unbesetzten und von 88,1 % der besetzten Stellen. Besonders hohe Vorkommenschancen liegen danach in Habitaten, die eine hohe Erwärmbarkeit aufweisen und die zudem eine geringe Tiefe haben. Weiterhin haben in den verschiedenen Regressionsmodellen Fischvorkommen, Wasserführung und Deckung submerser und emerser Vegetation größeren Einfluß auf Vorkommen. Die Variablen Alter, Beschattung und Flachufer/Steilufer haben keinen statistischen Einfluß auf ein geeignetes Habitat (odds ratio ca. 1).

Tabelle 16: Statistik der logistischen Regression für Vorkommen der Wechselkröte an Gewässerstellen.

a.) Hauptmodell: Einschluß aller sinnvollen Habitatvariablen (n=15 Variablen)
b.) Minimalmodell: Ausschluß möglichst vieler Habitatvariablen bei Klassifizierungsrichtigkeit > 85%.

a.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n = 810, 637 ohne Wechselkröte, 173 mit Wechselkröte) Endgültiger Verlust 161,93, Chi² (10) = 569,87, p < 0,01. Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne Wechselkröte 98,9 %, Stellen mit Wechselkröte 91,3 %									
Variable	pH-Wert	Leitfähig	Gesamt-N	Härte	Algen	Alter	Erwärm	Fische	Tiefe
Koeffizient	3	2,62	2,24	- 0,57	- 0,27	1,22	2,82	3,32	- 1,33
odds ratio	21	13,81	9,45	0,94	0,97	3,41	16,82	27,8	0,26
Variable	Trüb	Wasführ	Beschatt	Flachufer	submers	emers			**Konst. BO**
Koeffizient	0,89	- 0,86	- 1,36	0	- 1,14	0,4			**- 31,78**
odds ratio	2,45	0,42	0,25	1	0,31	1,49			**0**

b.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n = 810, 643 ohne Wechselkröte, 177 mit Wechselkröte) Endgültiger Verlust 135,67, Chi² (10) = 584,08, p < 0,01. Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne Wechselkröte 96,5 %, Stellen mit Wechselkröte 87,0 %									
Variable	pH-Wert					Alter			Tiefe
Koeffizient	4					1,85			- 1,45
odds ratio	42					6,37			0,23
Variable		Wasführ	Beschatt		submers				**Konst. BO**
Koeffizient		- 0,43	- 2,61		- 86				**- 29**
odds ratio		0,65	0,00039		0,42				**0**

Die einzige deutliche Kompensation eines Faktors wird zwischen den Variablen Erwärmung und Wasserführung erreicht. Biologisch gesehen verbirgt sich jedoch im Faktor Erwärmung noch viel mehr als nur eine inkonstante Wasserführung und eine geringe Wassertiefe, doch in einem solchen deskriptiven Modell kann die Betrachtung des Faktors Wasserführung die Nichtberücksichtigung von Erwärmbarkeit annähernd statistisch kompensieren.

Nach unterschiedlichem fallweisen Ausschluß der im Hauptmodell bedeutenden Faktoren wurde ein Modell errechnet, das nur aufgrund von fünf einfach erfaßbaren Variablen 87 % der besetzten Stellen und 96 % der unbesetzten Stellen als richtig klassifiziert (Tabelle 16b). Eine weitere Erhöhung der Genauigkeit wird erst wieder durch Hinzunahme vieler weiterer Variablen erreicht. Damit kann dieses Modell als Kompromiß zwischen Praktikabilität (wenige Variablen) und Aussagegenauigkeit gelten. Ein Ausschluß einer dieser Variablen würde die Klassifizierungsrichtigkeit unter 60 % erniedrigen. Die sechs Habitatvariablen „pH-Wert", „Tiefe", „Wasserführung", „Beschattung", „Alter" und „submerse Vegetationsdeckung" sind somit die Hauptvariablen im Modell, die nicht kompensiert werden können.

(3) Biologische Kausalitäten (Diskussion)

Bufo viridis (Wechselkröte) wird in der Literatur verschiedenen Gewässertypen zugeordnet: Nach z.B. CHRISTALLER (1984) und BITZ ET AL. (1996) werden flachere Wasseransammlungen bevorzugt, im Münchener Raum tritt sie als ausgesprochener Pfützenbewohner auf (SCHMITTLER & GRUBER 1980), nach BLAB (1986) im Drachenfelser Ländchen bei Bonn werden hingegen stabile kleine und große Gewässer besiedelt, und erst überregionale Übersichten erkennen die mögliche Verschiedenartigkeit der Wassertiefe und Wasserstandschwankung bei besiedelten Gewässern (GÜNTHER & PODLOUCKY 1996). Diese unterschiedlichen Angaben belegen das hier entwickelte Modell, das außer Wassertiefe und Konstanz der Wasserführung weitere biologisch relevante Habitatfaktoren einbezieht. Die Bevorzugung kleiner flacher Gewässer (gleichartig MEYER & GROßE 1997 für den Tagebaubereich Goitsche) oder flacher Gewässerabschnitte in größeren Gewässern verweist jedoch darauf, daß speziell in der Bergbaufolgelandschaft die weiteren Ansprüche mit diesen Faktoren gut korreliert sind.

Neuentstandene Gewässer wurden in der Bergbaufolgelandschaft erst nach mindestens ein- bis zweijähriger Bestandszeit angenommen (im Gegensatz zu CHRISTALLER 1984 in Kiesgruben). Die besiedelten Gewässerstellen wurden hingegen mehrere Jahre hintereinander an fast identischer Lokalität reproduktiv besiedelt und erst bei Verschwinden des Gewässers oder zu großer Vegetationsdeckung durch Sukzession die Besiedlung aufgegeben. Die Bezeichnung der Wechselkröte als Pionierart (CHRISTALLER 1984, BLAB 1986, BITZ ET AL. 1996) kann somit nur in abgeschwächter Form bestätigt werden, indem geringe Pflanzendeckung früher Sukzessionsstadien bevorzugt werden und aufgrund großer Mobilität Gebiete mit geeigneten Gewässern generell erreichbar sind (vgl. BITZ ET AL. 1996).

Die Wechselkröten-Quappen entwickeln sich sehr schnell, dieses wird als artspezifische Anpassung zur Feindvermeidung angesehen (GÜNTHER & PODLOUCKY 1996). Dazu ist eine hohe Wassertemperatur und somit eine starke Wasser-Erwärmbarkeit erforderlich, die hier als deutliche Bevorzugung erkannt wurde. Dieses ist wiederum bei flachen und vegetationsarmen Gewässern erfüllt, so daß Erwärmbarkeit der eigentliche biologischer Schlüsselfaktor darstellt. Der hohe Erklärungswert dieses Faktors nach logistischer Regression im Habitatmodell belegt dies. Eine Feindvermeidung kann zudem besonders gut in relativ jungen und fischfreien Gewässern stattfinden. Austrocknende Wasserstellen wurden im Gegensatz zu Angaben von HEMMER & KADEL (1970) ebenfalls besiedelt, das Risiko des Reprouktionsverlustes wird bei hoher sonstiger Eignung dieser Gewässer in kauf genommen. Diese Schlüsselfaktoren können einerseits direkt gemessen werden und resultieren andererseits als Summe der bevorzugten geringen Vegetations-Deckungsgrade (komplementär: hoher Anteil freier Wasserfläche, BLAB 1986). Eine mit hoher Erwärmung stehender, kleiner Gewässer einhergehende mögliche Sauerstoffunterversorgung des Wassers stellt offenbar kein Problem für die Wechselkröte dar (vgl. GÜNTHER & PODLOUCKY 1996). Die bleibenden Unsicherheiten bei ausschließlicher Verwendung des Schlüsselfaktors „Erwärmbarkeit" verweisen darauf, daß letztgenannte Faktoren mitzuberücksichtigen sind.

Die Wechselkröte bevorzugt in der Bergbaufolgelandschaft schwach basische pH-Werte von ca. 7,5 – 8 und kommt hier nur über pH-Wert 7 und tendenziell in Wasserkörpern mit hoher Gesamthärte vor. Diese Präferenz deckt sich mit zahlreichen Literaturwerten (z.B. LABES 1983, VENCES & NIERHOFF 1989),

wobei die Ursache hierfür noch nicht abschließend geklärt ist (GÜNTHER & PODLOUCKY 1996). Sicher ist nach zuvor genannter Literatur aber, daß in sauren Gewässern pH < 6 keine Reproduktion erfolgen kann (vgl. HAIDACHER & FACHBACH 1991).

Die hier mit univariaten und multivariaten statistischen Methoden erkannten und regional quantifizierten Bevorzugungen bilden demzufolge sehr gut die biologischen Ansprüche ab. Wechselkröten können danach in verschiedenen Gewässertypen auftreten (welches viele differierende Beschreibungen in der Literatur erklärt) und es ist vor allem die feinste Raumebene der Uferstellen (5m-Radien) relevant, in denen die als präferiert belegten Habitatausprägungen vorkommen müssen. Allgemeinere Angaben auf Gewässerebene können hingegen zu Fehlaussagen der Gewässereignung führen. Verbreitete Laichplatzschemata nach BLAB (1986: für Wechselkröten-Eignung 1. Offenes Wasser, 2. Besonnung, 3. Gewässertiefe/-größe) besitzen im Gegensatz zu den auf Kleingewässer in Bergbaufolgelandschaften bezogenen Ableitungen somit einen weniger exakten Erklärungswert und geben nur unscharfe Grundeignungen wieder.

(4) Erstellung und Test eines Habitatmodelles auf feinster Raumebene (Uferstellen 5m-Radius)

Für ein aussagekräftiges Habitatmodell müssen als Synopse zwischen uni- und multivariat belegten Präferenzen sowie aufgrund biologischer Kausalitäten die sechs gut meßbaren **Stellvertreter-Variablen** gemeinsam betrachtet werden.

- pH-Wert (PH),
- Wasserführung (WASFÜHR), Tiefe (TIEF) und Beschattung (BESCHATT), gemeinsam stellvertretend für Erwärmbarkeit, sowie mit jeweils eigenen Aussagebereichen,
- submerse Vegetationsdeckung (SUBMERS),
- Alter des Gewässers (ALTER) als integrative Zusatzvariable.

Aus dem Regressionsmodell der Tabelle 16b kann für die feinste, aussagerelevante Raumebene der Uferstellen nun über die Ausprägungen der sechs Stellvertreter-Variablen an jeder beliebigen weiteren Stelle die Vorkommenschance und Habitateignung ermittelt werden. Der pH-Wert stellt dabei eine besonders limitierende Variable dar, da bei pH-Werten < 7 ein Reproduktionserfolg vermindert und bei pH < 6 auch bei sonstiger struktureller Gewässereignung ausgeschlossen wird.

(5) Erstellung eines Gebietseignungsmodelles

Die Erstellung und Kalibrierung eines qualitativen und quantitativen Gebietseignungsmodelles erfolgt nach der in Abbildung 13 und Kapitel 3.2.7 dargestellten Methode. Das Ergebnis wird mit Abbildung 16 dargestellt: Der m1-Wert beträgt 0,6 und der s1-Wert liegt bei 14.
Aus den Habitateignungen gebietsrepräsentativer 5 m-Uferstellen können für jedes Gebiet m- und s-Werte ermittelt werden. Diesen kann durch das Gebietseignungsmodell der Abbildung 16 jeweils ein Habitateignungswert für die Wechselkröte zwischen 0 und 1 zugeordnet werden. Die Gebietseignungen stellen Grundlage und Ausschlußbedingung für die Vorranggebietsauswahl dar.

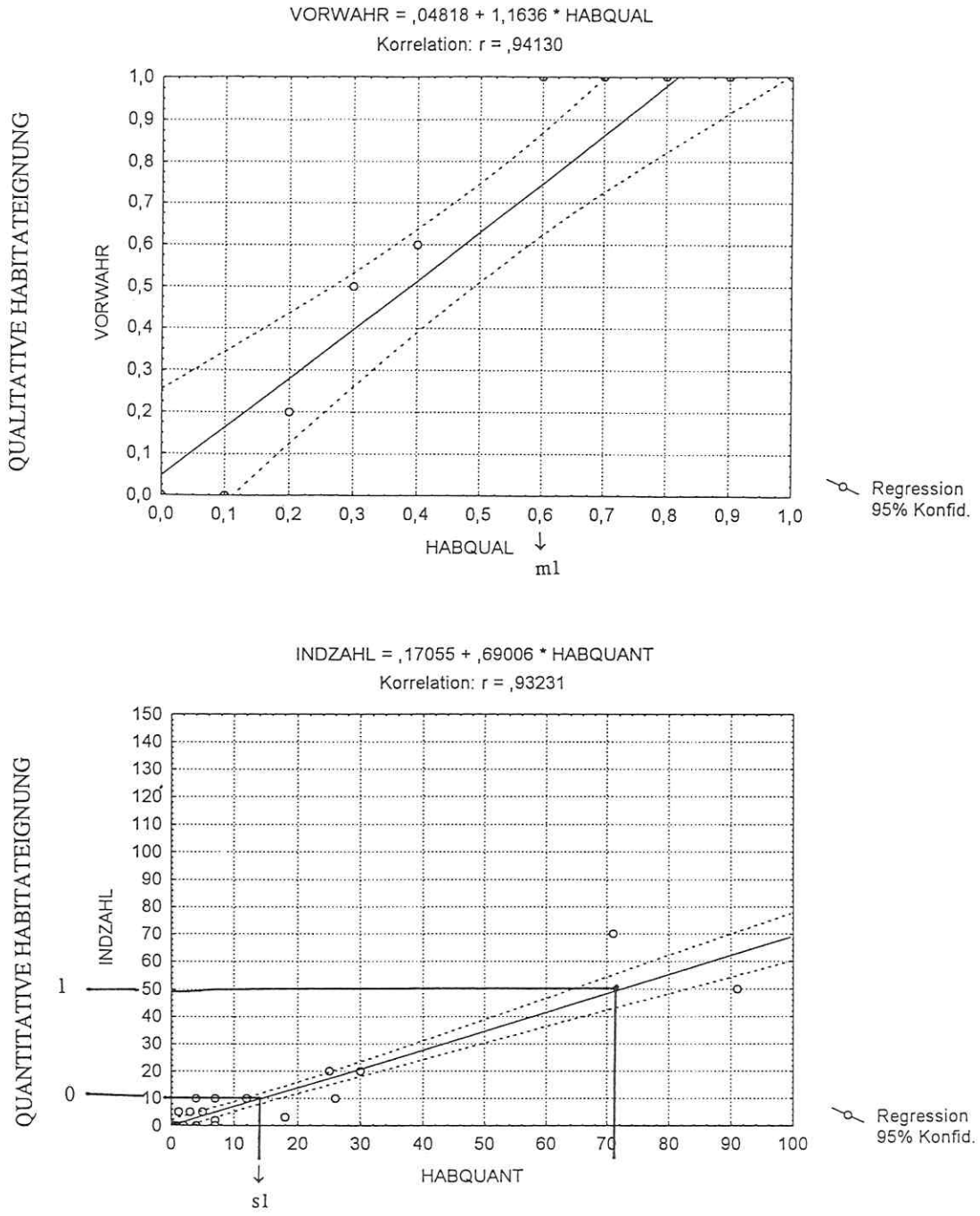


Abbildung 16: Gebietsbezogenes Habitateignungsmodell für *Bufo viridis* (Wechselkröte).

(oben) Qualitatives Modell: Kalibrierung der mittleren Habitateignung eines Gebietes (x-Achse: m-Werte, y-Achse: Vorkommenswahrscheinlichkeit = qualitative Habitateignung). Gültig, wenn die Eignungssumme im Gebiet > s1 ist.
(unten) Quantitatives Modell: Kalibrierung der Eignungssumme eines Gebietes (x-Achse: s-Werte, y-Achse: Individuenzahlen bzw. quantitative Habitateignung). Gültig, wenn die mittlere Eignung im Gebiet > m1 ist.

Stichprobenbasis sind 35 Gebiete. Der Unschärfespielraum ist gestrichelt eingezeichnet. Es bedeuten: HABQUAL = m-Werte = mittlere Habitatqualität im Gebiet, VORWAHR = Vorkommenswahrscheinlichkeit = kalibrierte Habitatqualität des Gebietes, HABQUANT = s-Werte = Habitatqualitätssumme im Gebiet, INDZAHL = Individuenzahl.

3.3.2.3 Hyla arborea - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles

(1) Univariate Präferenzen

Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) zeigt nach univariaten Analysen keine statistisch signifikanten Bevorzugungen zur Uferneigung, wobei aber eine gewisse Tendenz zur Bevorzugung flacher Ufer erkennbar ist. Geringe Wassertiefen von ca. 0,1 - 0,5 m werden hoch signifikant bevorzugt, während eine Präferenz noch geringerer Wassertiefen statistisch nicht nachweisbar ist. Größere Wassertiefen waren zwar vereinzelt besiedelt, wurden insgesamt jedoch signifikant gemieden. Abweichend zur Wechselkröte werden größere Wasserstandsschwankungen signifikant gemieden, von einigen Vorkommen aber offenbar toleriert; gegenüber diesem Faktor herrscht insgesamt eine indifferente Reaktion vor.
Eine mindestens geringe Erwärmung des Wasser wird hoch signifikant bevorzugt. Eine scheinbar negative Reaktion auf sehr hohe Erwärmungen kann mit der gleichzeitig statistisch signifikanten Bevorzugung höherer Vegetationsdichten am Gewässer erklärt werden, welche oft die Wassererwärmung mindert. Statistisch höchst signifikant ist die Bevorzugung von Deckungsgraden zwischen 20-50% emerser und submerser Vegetation an 5 m-Uferstellen, höhere Deckungsgrade werden gemieden. In der Bergbaufolgelandschaft besteht diese Vegetation vorwiegend aus lückigen Schilf- und Rohrkolbenröhrichten, sowie im Zuge der Flutung abgestorbene Gehölzstrukturen oder überfluteten Gras- und Staudenstrukturen. Hingegen sind deutliche Präferenzen der Vegetationsdeckung auf der Raumebene ganzer Gewässer nicht mehr nachweisbar.
Weitere Bevorzugungen und Meidungen gegenüber Ausprägungen der Habitatvariablen sind statistisch nicht signifikant. Die Übersicht univariater Präferenzen zeigt Abbildung 17.

(2) Multivariate Ergebnisse

Die multivariate Analyse mit der **logistischen Regression** ergab unter Einschluß aller Habitatvariablen nur zu 65 % korrekte Klassifikationen für besiedelte Uferstellen, und von 92 % für unbesiedelte Stellen. Der fallweise Ausschluß von Variablen zeigte keine Kompensationswirkungen, so daß dies bereits die bestmögliche Klassifikationsgenauigkeit ist. Diese ist jedoch zu gering, als das hieraus eine Modellbildung erfolgen darf.

Ein Habitatmodell muß demnach ausschließlich über univariate Präferenzen, bekannte Kausalitäten und somit nach der Alternativmethode zur logistischen Regression erfolgen (vgl. Methodenkapitel 3.2, Arbeitschritt 5).
Der Grund für den geringen Erklärungswert multivariater Verfahren für das Laubfroschhabitat können nicht erhobene, aber das Vorkommen des Laubfrosches maßgeblich bestimmende Parameter sein, verbunden mit der schon nach univariater Analyse sehr breiten Präferenz des Laubfrosches. Ein solches Problem der mulitvariaten Modellbildung existiert häufig für euryöke Amphibienarten (HALLEY ET AL. 1996).

(3) Biologische Kausalitäten (Diskussion)

In der Literatur werden dem Laubfrosch völlig verschiedene Gewässertypen zugeordnet: Stabile, vollkommen verkrautete Gewässer (HEUSSER 1956, CHRISTALLER 1984), sonnenexponierte und mit Schilf und Büschen umstandene Teiche (HEIMBUCHER 1991, CLAUSNITZER 1996), Gewässer mit verkrauteter Uferzone und Windschutz durch Büsche (GROßE 1994) sowie generell vielgestaltig und kleinstrukturierte Gewässer (STUMPEL 1990, 1993, PAVIGNAGNO ET AL. 1990). Die verschiedenen allgemeinen Angaben lassen vermuten, daß spezielle Faktoren verantwortlich sind, die in verschiedenartigsten Gewässern vorkommen können.

Der Laubfrosch kann einerseits als Pionierart und andererseits als Folgeart stabiler älterer Gewässer bezeichnet werden (GROßE 1994). Beides ist vor allem entlang der Flußauen möglich, die auch heute noch zu den Verbreitungsschwerpunkten in Mittteleuropa zählen (GROßE 1994, BITZ ET AL. 1996). Auch in der Bergbaufolgelandschaft treten beide Möglichkeiten auf, wobei die hier vorgefundenen Präferenzen tendenziell ein Pionierverhalten erkennbar werden lassen (vgl. SCHAD 1996, MEYER & GROßE 1997). Eine enge Korrelation mit Alter und Intensität menschlichen Einflußes auf das Gewässer wie bei PAVIGNANO et al. (1990) kann hier nicht bestätigt werden.

Auf der Suche nach den entscheidenden und für die Vorrangflächenauswahl gut abbildbaren Stellvertreter-Variablen fällt die Übereinstimmung der Angaben zu bevorzugter Vertikalvegetation auf. Tatsächlich verweist die Ethologie der Art auf die Notwendigkeit von Rufwarten und Schlafplätzen (BORGULA 1990, TESTER 1990, GROßE 1994), die durch emerse Vegetation im Gewässer oder Röhricht und Gehölzbestände am Ufer in den Untersuchungsgewässern der Bergbaufolgelandschaft bereitgestellt werden. Gleichzeitig ist ein möglichst großer Anteil gut erwärmbarer und somit unbeschatteter, vegetationsfreier Wasserfläche zur schnellen und erfolgreichen Quappenentwicklung erforderlich (FOG 1988, 1993, HEIMBUCHER 1991, GROßE 1994). Damit verbunden sind die hier von der Art als präferiert belegten Wassertiefen von 0,1 bis 1 m und die bevorzugte Vegetationsdeckung von 20-50% emerser und submerser Vegetation, die demnach als biologische Schlüsselfakoren gelten dürfen.

Die Nahrungsversorgung der Larven ist durch Algenbildung und einfliegende Insekten, als Folge einer Attraktionswirkung vorhandener Vegetation (GROßE 1994), fast immer gesichert und muß für Habitatmodelle nicht gesondert abgebildet werden. Wasserchemische Ausschlußfaktoren für Reproduktionsgewässer werden hingegen durch pH-Werte < 6 festgelegt (vgl. BORGULA 1990, TESTER 1990, GROßE 1994).
Eine Meidung algenreicher Gewässer, wie von SCHAD (1996) nachgewiesen, kann hier nicht bestätigt werden. Grundsätzlich ist aber denkbar, daß extrem hohe Algendichten die Erwärmbarkeit des Wassers herabsetzen und derart nachteilig wirken. Umgekehrt dienen Algen als Nahrungsgrundlage, so daß im Gegensatz zu SCHAD (1996) für algenfreie Gewässer eine schwache, aber nicht statistisch belegte Meidung erkennbar war.

Die Bergbaufolgelandschaft enthält viele Gewässer, an denen die genannten Schlüsselfaktoren erfüllt werden. Beim Fehlen von Vertikalstrukturen am Ufer wurden trotzdem auch vegetationsarme, erwärmbare Gewässer besiedelt. Dann können die natürlicherweise mobilen Tiere in entfernte Vertikalstrukturen vor allem nachts abwandern und gleichzeitig das gut erwärmbare Laichgewässer zur erfolgreichen Reproduktion nutzen (GROßE ET AL. 1992, BITZ & SCHADER 1996). Dieser Fall tritt in einigen Räumen der Bergbaufolgelandschaft auf: So werden zum Teil neuentstandene Wasserstellen noch vor der Wechselkröte reproduktiv besiedelt, wenn Vertikalstrukturen in der Nähe sind, und der Laubfrosch kann demnach als Pionierart der Bergbaufolgelandschaft bezeichnet werden. Durch seine großen Wanderleistungen ist er auch in der Lage, neue Habitate in der Bergbaufolgelandschaft schnell zu besiedeln (vgl. FOG 1993, GROßE 1994, TESTER 1991, CLAUSNITZER 1996).

Mit hoher, aber niemals sehr hoher Wahrscheinlichkeit weisen vielgestaltige Gewässer die genannten Schlüsselfakoren auf, was bildhaft und statistisch abgesichert von SCHAD (1996) als Bevorzugung eines „Fragmentierungsfaktors" (= Ausdruck für Vielfältigkeit) am Gewässerufer abgebildet wird. Speziell in der Bergbaufolgelandschaft ist eine Vielfalt an Gewässern derzeit gegeben und muß langfristig und gebietsbezogen weiterhin ermöglicht werden (vgl. MEYER & GROßE 1997).

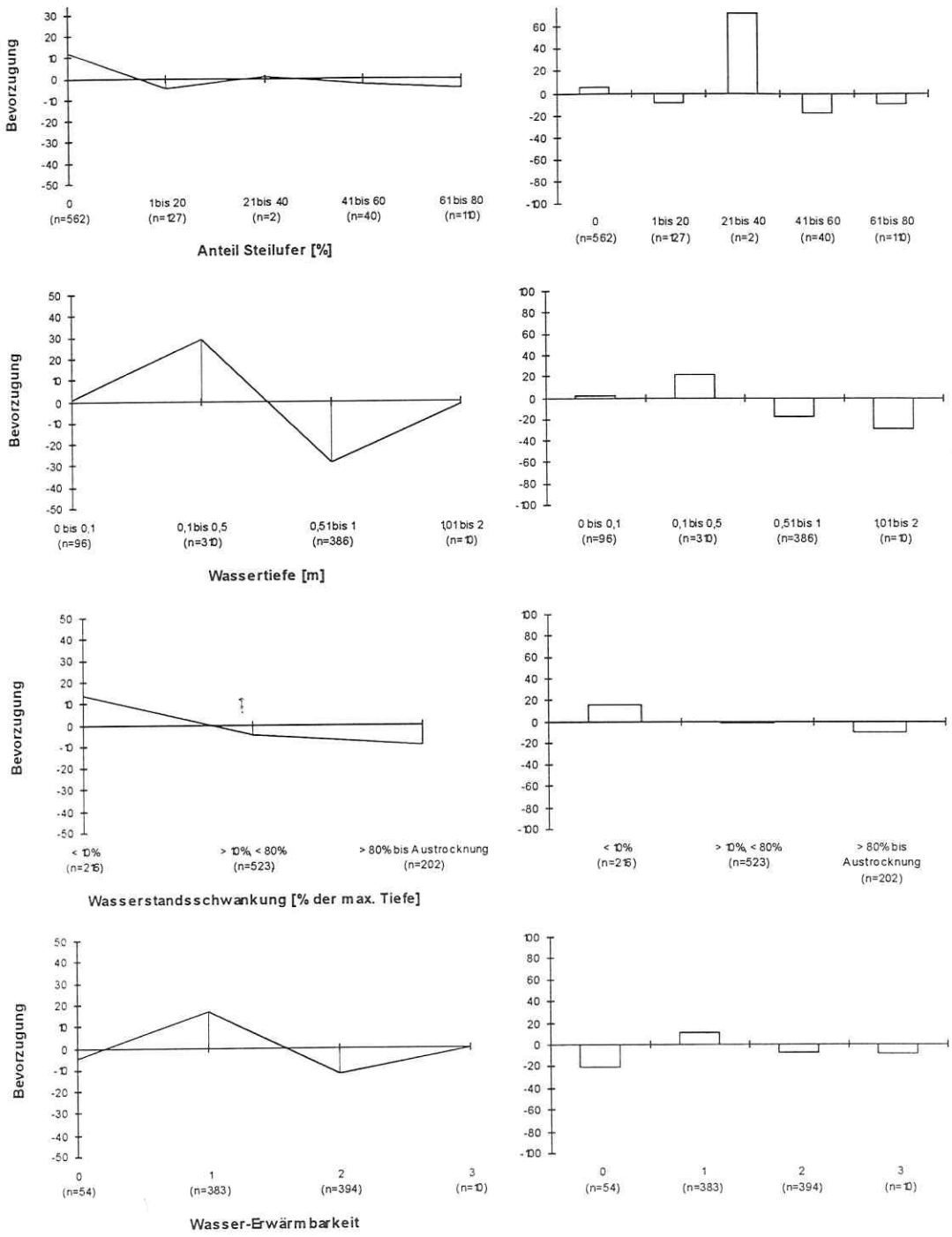


Abbildung 17: Habitatpräferenzen von *Hyla arborea* (Laubfrosch) nach univariater Analyse

n = 841 Stellen, 199 Gewässer, Untersuchungsjahre 1996 und 1997. Die Notierungen im positiven Bereich verweisen auf Bevorzugung der Ausprägung in angegebener Quantität, Notierungen im negativen Bereich zeigen Meidung der Ausprägungen in angegebener Quantität an. Statistische Signifikanz ist im Text erwähnt. „Alter" bezieht sich auf das ganze Gewässer, weitere Variablen nur auf die 5 m-Uferstellen.

Links:
Präferenzen nach der Anzahl und Verteilung besetzter Stellen, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteten besetzten Stellen und Verteilung der Ausprägungen an allen Stellen.

Rechts:
Präferenzen nach der Stetigkeit der Besetzung von Stellen getrennt für jede Ausprägung, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteter Stetigkeit an einer Ausprägung und Stetigkeit an allen Ausprägungen.

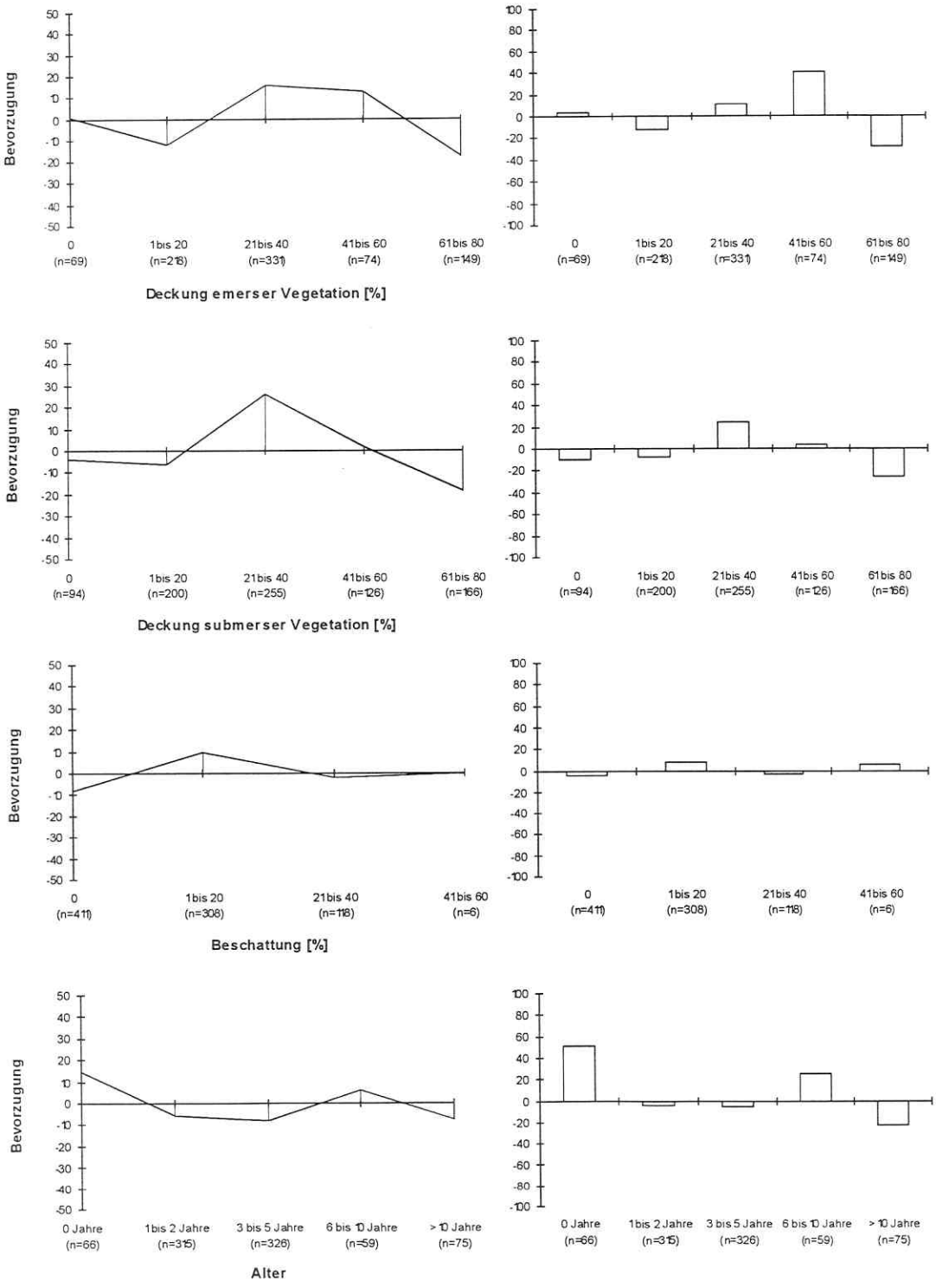


Abbildung 17 (Fortsetzung).

Nach BORGULA (1990), TESTER (1990) und CLAUSNITZER (1996) stellt eine Landschaft mit vielen verschiedengestaltigen Tümpeln einen optimalen Gesamtlebensraum für eine Population des Laubfrosches dar. Dann werden auch nur wenige Quadratmeter kleine, temporäre Tümpel als Laichgewässer genutzt (BORGULA 1990), die isoliert liegend nicht geeignet wären. Dieses ist in vielen Bergbaufolgelandschaften gegeben und im Testgebiet Bockwitz mit 120 verschiedengestaltigen Einzeltümpeln auf ca. 300 ha besonders ausgeprägt. Die beobachtete erfolgreiche Reproduktion in sonst nur schwach geeigneten Wasserstellen in Bockwitz fügt sich in dieses Bild ein und führt zu der Ableitung, daß die Anzahl der Gewässer in erreichbarer Umgebung für die Habitateignung einer Uferstelle als wichtige Umgebungsvariable in ein Habitatmodell einbezogen werden muß, auch wenn dieses in eigener Untersuchung nicht statistisch belegt werden kann.
In der Umgebung von ca. 1 km sind zudem stauden- oder gebüschreiche und bevorzugt grundwassernahe, insektenreiche Biotoptypen als Sommerlebensraum erforderlich, für die Überwinterung werden Unterschlupfmöglichkeiten in Buschland oder waldartigen Biotopen benötigt (Übersicht nach GROßE 1994). Das Fehlen des Laubfrosches in Werben-Sittel und Profen kann demnach trotz der dort vorhandenen sonstigen Laichgewässereignung durch die weitgehend ausgeräumte Agrarlandschaft der Umgebung erklärt werden, die die diese Gebiete weiträumig umgibt und keine Landlebensräume bereitstellt (vgl. TESTER 1990, CLAUSNITZER 1996). Sie kann aber prinzipiell von den sehr mobilen Laubfröschen durchquert werden (vgl. GROßE 1994). Die natürliche Vermehrung einer 1990 angesiedelten Laubfroschpopulation im Restloch Werben (KRUG 1997, mündlich) deutet jedoch auf eine entwickelbare Lebensraumeignung auch isolierter habitatgeeigneter Gebiete hin, wenn viele Individuen in diese Gebiete gelangen.

Vor dem Hintergrund der diskutierten Autökologie und Ethologie des Laubfrosches sind einerseits Habitatvariablen auf der feinsten Raumebene der Uferstellen mit 5m-Radius relevant (pH-Wert, Vegetationsdeckung, Wassertiefe), andererseits müssen relevante Habitatvariablen der Umgebung und somit höherer Raumebenen in ein Habitatmodell auf Uferstellenebene einbezogen werden.

(4) Erstellung und Test eines Habitatmodells auf feinster Raumebene (Uferstellen mit 5 m-Radius)

Zur Erstellung eines Habitatmodelles für 5 m-Uferstellen werden die Ergebnisse der univariaten Analyse und die diskutierten Lebensraumansprüche in folgende Stellvertreter-Variablen überführt:

- An 5 m-Uferstellen: **„Wassertiefe“**, wobei das Optimum in einer Tiefe zwischen 0,1 und 0,5 m zu finden ist. Darunter ist die Gefahr der Austrocknung zu groß, darüber ist die Erwärmung des Wassers zu gering. Die Wassererwämbarkeit ist in dieser Variablen integriert.
- An 5 m-Uferstellen: **„Deckung emerser Vegetation“**, damit verbunden geeignete submerse Vegetation und Anteil freier Wasserfläche. Das Optimum liegt im Bereich 21-60%. Darüber droht zu starke Beschattung und mangelnde Wassererwärmung, darunter ist die Habitateignung vermindert, aber nicht generell ausgeschlossen.
- Am Gewässer: **pH-Werte > 6** als Randbedingung, keine Habitateignung („0“) bei pH <6, da dann keine erfolgreiche Reproduktion möglich ist (HAIDACHER & FACHBACH 1991).
- Umgebung von 300 m um die 5 m-Uferstelle: **„Vertikalstrukturen (Büsche, Schilf) innerhalb von 300 m“** vorhanden (0/1), die fehlende Vegetation am Laichgewässer kompensieren können.
- Umgebung von 1 km um die 5 m-Uferstelle; **„Grundwassernahe Standorte mit Stauden, Gebüsch oder Wald“** vorhanden (0/1), **„Anzahl der Gewässer“** als weitere Umgebungsvariable.

Den Ausprägungen der genannten Stellvertreter-Variablen wird gemäß den Ergebnissen univariater Analyse und der Kausaldiskussion ein Habitateignungswert normiert, wobei die höchste Bevorzugung auf 1 und die stärkste Meidung auf 0 kalibiriert wird (Tabelle 17). Dabei müssen mangels eines biologisch sinnvollen und statistisch abgesicherten mathematischen Modells die Eignungswerte gemäß der diskutierten Beobachtungen abgeschätzt werden.

Tabelle 17: Normierung von Habitateignungswerten für *Hyla arborea* (Laubfrosch).

0,7* = Eignung anstelle von 0, wenn Habitateignung der Umgebung mind. 0,7 ist.

Habitatvariable	Ausprägung	Eignungswert	Habitatvariable	Ausprägung	Eignungswert
Wassertiefe (5 m-Stelle)	< 0,1 m	0,2	Emerse Vegetations-Deckung (5 m-Stelle)	0	0 (0,7*)
	0,1 bis 0,5m	1		1 bis 20	0,5 (0,7*)
	0,6 bis 1m	0,4		20 bis 60%	1
	> 1 m	0		60 bis 80%	0,3
				> 80%	0
Randbedingungen laut Kausaldiskussion: • PH-Wert am Gewässer > 6 und • In ca. 1 km um die Stelle: Grundwassernahe oder bodenfeuchte Staudenfluren, Gebüsche oder Waldvegetation vorhanden. Sonst Habitateignung = 0			Land Umgebung (300 m um Stelle)	Hohe Vegetationsstrukturen vorhanden:	
				Ja:	0,7
				Nein:	0
			Gewässerzahl In 1 km Umgebungsradius zur Stelle	0	0
				1-2	0,3
				3-5	0,7
				> 5	1

Zur Ermittlung der Habitateignungswerte, bezogen auf 5 m-Stellen, wird folgende Formel aus dem methodischen Rahmen spezifiziert und dabei keine Gewichtung einzelner Variablen vorgenommen:

$$\text{HABEIG} = \frac{(\text{Eignung Tiefe}) + (\text{Eignung Emerse Vegetation}) + (\text{Eignung Land-Umgebung}) + (\text{Eignung Gewässerzahl})}{4}$$

Randbedingung: pH > 6 und in ca. 1 km-Umgebung grundwassernahe/feuchte Stauden-, Busch- oder Waldbereiche, bei Nichterfüllung all dieser Randbedingungen soll HABEIG = 0 sein.

Ein **Test des Habitatmodells** zeigt dessen Tauglichkeit, aber auch noch Unschärfen: Für jeweils 100 besiedelte und unbesiedelte Uferstellen, die zuvor nicht zur Modellentwicklung einbezogen wurden, wurden 1997 die Eignungswerte ermittelt. Tatsächliche Vorkommen wurden schon ab einer Habitateignung von 0,4 festgestellt. Doch schon 62% der tatsächlichen Vorkommen lagen bei einer Habitateignung von mindestens 0,8. Hingegen betrugen korrekte Klassifizierungen an unbesiedelten Stellen 98%, wobei stets eine Habitatqualität von < 0,3 vorlag. Das erstellte Hilfsmodell kann demnach mit hoher Sicherheit ungeeignete Stellen erkennen, während tatsächliche Vorkommen nicht genau vorhergesagt werden, wenn auch die Habitateignung für künftige Besiedlungen mehrheitlich abgebildet wird.
Mit den zur Verfügung stehenden Variablen kann folglich das Habitatmodell als wichtige Hilfe angesehen werden, die im Gegensatz zu den Habitatmodellen der anderen Zielarten aber noch relativ unscharf ist. Durch zukünftige Untersuchungen soll weiter versucht werden, dieses Modell iterativ zu verbessern.

(5) Erstellung eines Gebietseignungsmodelles

Die Erstellung und Kalibrierung eines qualitativen und quantitativen Gebietseignungsmodelles erfolgt nach der in Abbildung 13 und Kapitel 3.2.7 dargestellten Methode. Das Ergebnis wird mit Abbildung 18 dargestellt: Der m1-Wert beträgt 0,6 und der s1-Wert beträgt 8.
Aus den Habitateignungen gebietsrepräsentativer 5 m-Uferstellen können für jedes Gebiet m- und s-Werte ermittelt werden. Diesen kann durch das Gebietseignungsmodell der Abbildung 18 ein Habitateignungswert für den Laubfrosch zwischen 0 und 1 zugeordnet werden. Die Gebietseignungen stellen Grundlage und Ausschlußbedingung für die Vorranggebietsauswahl dar.

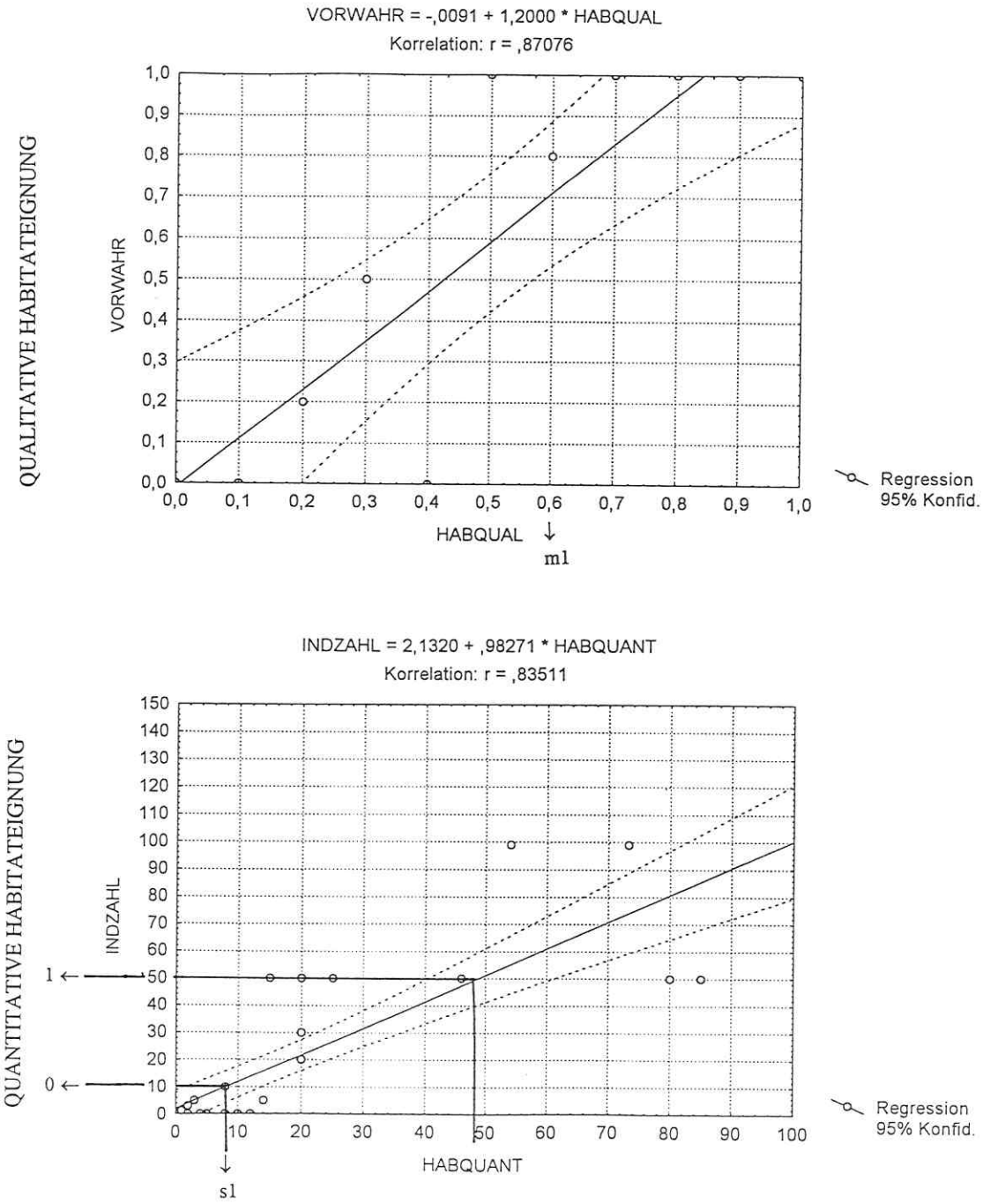


Abbildung 18: Gebietsbezogenes Habitateignungsmodell für *Hyla arborea* (Laubfrosch).

(oben) Qualitatives Modell: Kalibrierung der mittleren Habitateignung eines Gebietes (x-Achse: m-Werte, y-Achse: Vorkommenswahrscheinlichkeit = qualitative Habitateignung). Gültig, wenn die Eignungssumme im Gebiet > s1 ist.
(unten) Quantitatives Modell: Kalibrierung der Eignungssumme eines Gebietes (x-Achse: s-Werte, y-Achse: Individuenzahlen bzw. quantitative Habitateignung). Gültig, wenn die mittlere Eignung im Gebiet > m1 ist.

Stichprobenbasis sind 35 Gebiete. Der Unschärfespielraum ist gestrichelt eingezeichnet. Es bedeuten: HABQUAL = m-Werte = mittlere Habitatqualität im Gebiet, VORWAHR = Vorkommenswahrscheinlichkeit = kalibrierte Habitatqualität des Gebietes, HABQUANT = s-Werte = Habitatqualitätssumme im Gebiet, INDZAHL = Individuenzahl.

3.3.2.4 Pelobates fuscus - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles

(1) Univariate Präferenzen

Die Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) zeigt nach univariaten Analysen keine statistisch signifikanten Bevorzugungen zur Uferneigung, wobei aber eine Tendenz zur Bevorzugung eher steiler Ufer erkennbar ist. Steilere Ufer werden mit hohen Stetigkeiten besiedelt, die höchst signifikant von den deutlich niedrigeren Stetigkeiten an Flachufern abweichen. Kausalitäten dürfen daraus nicht direkt vermutet werden, da viele Knoblauchkröten besonders im Testgebiet Bockwitz in Gräben oder grabenartigen Gewässern vorkamen, die naturgemäß steilere Ufer aufweisen. Insbesondere die grabenartigen Gewässer der Bergbaufolgelandschaft sind durch die folgenden, von der Knoblauchkröte präferierten Ausprägungen gekennzeichnet:
Im Gegensatz zu Wechselkröte und Laubfrosch werden Wassertiefen von 0,5-1 m signifikant bevorzugt, größere Wassertiefen aber nur mit sehr geringer Stetigkeit besiedelt und insgesamt gemieden. Große Wasserstandsschwankungen werden wiederum statistisch signifikant gemieden, während gering schwankende Wasserstände höchst signifikant bevorzugt werden. Gegenüber Wassererwärmung verhält die Art sich indifferent.
Eine Mindestvegetationsdeckung über und unter der Wasseroberfläche ab ca. 20% wird signifikant bevorzugt, vegetationslose oder -arme Gewässerstellen werden in Gegensatz zur Wechselkröte nur sehr selten besiedelt. Die Knoblauchköte weist als einzige der drei Anuren-Zielarten eine statistisch signifikante Bevorzugung von Stellen mit sehr hoher emerser und submerser Vegetationsdichte von 60-80 %-Deckung auf. Die Art verträgt auch Beschattung von oben, wenn diese 40% Deckung nicht überschreitet. Geringe Beschattung durch Bäume von ca. 20 % wird sogar höchst signifikant bevorzugt, völlig schattenlose Stellen werden signifikant gemieden. Ältere Gewässer (> 10 Jahre) werden signifikant gemieden, etablierte Gewässer zwischen zwei und sechs Jahren tendenziell bevorzugt, sofern dort die erwähnten Präferenzen erfüllt werden. Weitere Bevorzugungen und Meidungen gegenüber Ausprägungen der belegten Fakoren sind statistisch nicht signifikant, Abbildung 19 zeigt die Übersicht univariater Präferenzen.

(2) Multivariate Ergebnisse

Die multivariate Analyse mit der **logistischen Regression** ergab unter Einschluß aller Habitatvariablen für das Knoblauchkröten-Habitat ein Modell, das 85,8 % der unbesetzten Stellen und 92,3 % der besetzten Stellen als richtig klassifizierte (Tabelle 18a). Dabei haben die Variablen „Wasserhärte", „Algenbewuchs", „Wassertiefe", „Beschattung", „Uferneigung" und „emerse Vegetationsdeckung" keinen Einfluß. Einen besonders hohen Einfluß auf Vorkommen haben „hoher pH-Wert", „hohe Leitfähigkeit", „niedriger Gesamt-Stickstoffgehalt", „Fischfreiheit" und „hoher Anteil submerser Vegetation".

Zur Ableitung möglicher **Kompensationen, Verstärkungen und Gewichtungen** einzelner Variablen wurden logistische Regressionen unter fallweisem Ausschluß einzelner oder mehrerer Parameter(gruppen) durchgeführt: Eine logistische Regression ohne die chemischen Gewässervariablen führt zu einer richtigen Klassifizierung von weiterhin 85 % der besetzten, aber nur noch 83 % der unbesetzten Gewässer. Dies kann als Strukturmodell geeigneter Gewässerstellen interpretiert werden: Besonders hohe Vorkommenschance herrscht nach dem Strukturmodell in Habitaten, die hohe Erwärmbarkeit, eine Tiefe von 0,5-1 m und submerse Vegetationsdeckung aufweisen. Der Einfluß der Variablen „Fische" und „Wasserführung" ist geringer.
Bei einer weiteren Reduzierung des Variablensatzes liefert das logistische Regressionsmodell keine deutlichen Kompensations- oder Verstärkungswirkungen, die durch stark veränderte odds ratio erkennbar wären. Nur die Bedeutung der Variablen „submerse Vegetation" erhöht sich merklich und hat bei einer Regression, die immerhin 88 % der besetzten Stellen richtig klassifiziert, die odds ratio 4,1 gegenüber 2,9 bei keiner Reduzierung des strukturbezogenen Variablensatzes. Dieses verweist darauf, daß offenbar mit dieser Variable mehrere weitere Gunstfaktoren verknüpft sind.

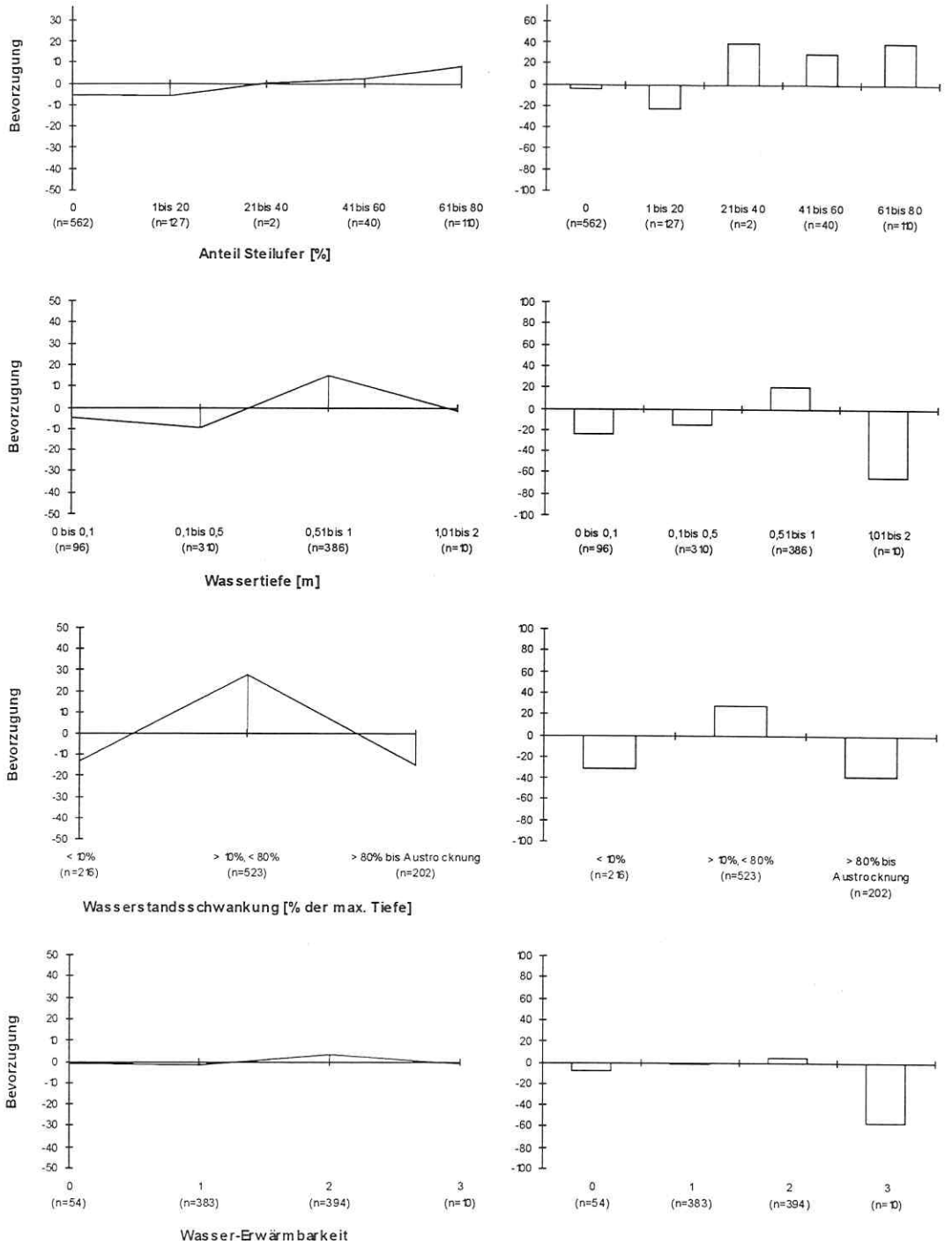


Abbildung 19: Habitatpräferenzen von *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte) nach univariater Analyse.

n = 841 Stellen, 199 Gewässer, Untersuchungsjahre 1996 und 1997. Die Notierungen im positiven Bereich verweisen auf Bevorzugung der Ausprägung in angegebener Quantität, Notierungen im negativen Bereich zeigen Meidung der Ausprägungen in angegebener Quantität an. Statistische Signifikanz ist im Text erwähnt. „Alter" bezieht sich auf das ganze Gewässer, weitere Variablen nur auf die 5 m-Uferstellen.

Links:
Präferenzen nach der Anzahl und Verteilung besetzter Stellen, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteten besetzten Stellen und Verteilung der Ausprägungen an allen Stellen.

Rechts:
Präferenzen nach der Stetigkeit der Besetzung von Stellen getrennt für jede Ausprägung, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteter Stetigkeit an einer Ausprägung und Stetigkeit an allen Ausprägungen.

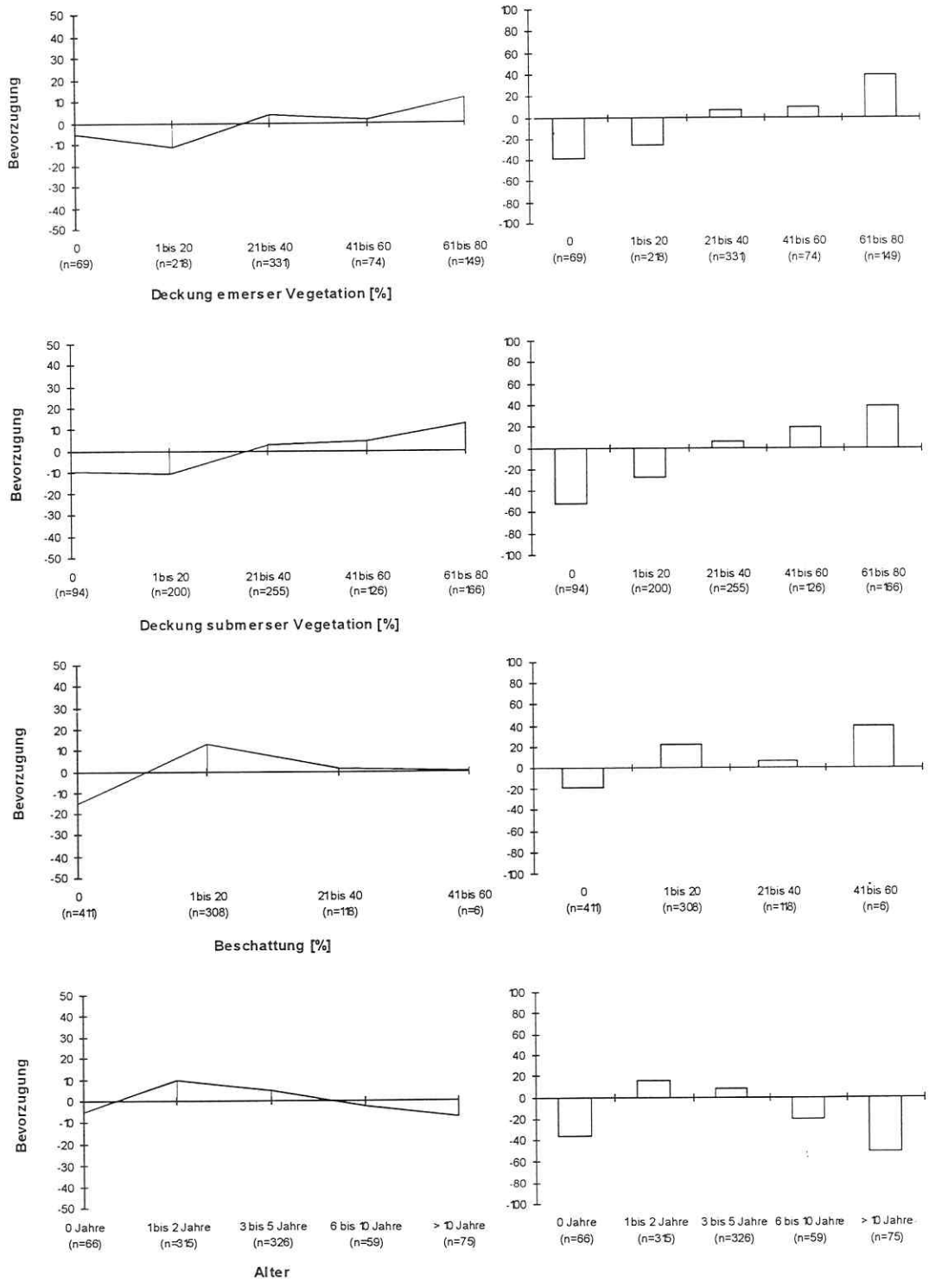


Abbildung 19 (Fortsetzung).

Nach unterschiedlichem fallweisen Ausschluß der im Hauptmodell bedeutenden Faktoren wurde ein Modell errechnet, das nur aufgrund von drei einfach erfaßbaren Strukturvariablen („Wassertiefe", „Wasserführung" und „submerse Vegetationsdeckung") noch 88,5 % der besetzten Stellen und 74 % der unbesetzten Stellen als richtig klassifiziert. Bei Einsatz eines Ausschlußfaktors pH < 6 erhöht sich die Klassifikationsrichtigkeit für besetzte und unbesetzte Stellen auf jeweils über 95 %. Dieses Minimalmodell ist demnach ein taugliches Habitatmodell (Tabelle 18b). Eine noch weitere Erhöhung der Genauigkeit würde erst durch Hinzunahme vieler weiterer Variablen erreicht, die einzeln nur sehr geringen Einfluß haben.

Tabelle 18: Statistik der logistischen Regression für Vorkommen der Knoblauchkröte an Gewässerstellen.

a.) Hauptmodell: Einschluß aller sinnvollen Habitatvariablen (n=15)
b.) Minimalmodell: Ausschluß möglichst vieler Habitatvariablen bei Klassifizierungsrichtigkeit > 85%.

a.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n = 810, 311 ohne Knoblauchkröte, 499 mit Knoblauchkröte) Endgültiger Verlust 216,89 Chi² (15) = 645,07, p < 0,01. Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne Knoblauchkröte 85,8%, Stellen mit Knoblauchkröte 92,3%									
Variable	pH-Wert	Leitfähig.	Gesamt-N	Härte	Algen	Alter	Erwärm	Fisch	Tiefe
Koeffizient	2	11	-1,8	- 0,25	- 0,21	0,95	0,82	- 2,3	0,46
Odds ratio	11	68571	0,16	0,77	0,8	2,6	2,28	0,09	1,59
Variable	Trüb	Wasführ	Beschatt	Flachufer	submers	emers			**Konst. BO**
Koeffizient	0,96	1,59	0,35	- 0,27	1,58	0,09			**- 26**
Odds ratio	2,62	4,94	1,42	0,97	4,89	1,09			**0**

b.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n = 841, 328 ohne Knoblauchkröte,513 mit Knoblauchkröte) Endgültiger Verlust 340,78 Chi² (3) = 443,28, p < 0,01. Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne Knoblauchkröte 74,1%, Stellen mit Knoblauchkröte 88,5%									
Variable									Tiefe
Koeffizient									1
Odds ratio									3
Variable		Wasführ			submers				**Konst. BO**
Koeffizient		1,63			1,41				**- 5**
Odds ratio		5,1			4,12				**0**

(3) Biologische Kausalitäten (Diskussion)

Pelobates fuscus (Knoblauchkröte) wird von NÖLLERT (1990) verschiedenartigen Gewässern mit gut ausgebildeter Submersvegetation zugeordnet. Die Laichschnur dieser Art muß unter Wasser befestigt werden (BLAB 1986) und es wird dazu submerse Vegetation benötigt. Dieses korreliert mit der häufig beschriebenen Bevorzugung eutropher Gewässer (STRIJBOSCH 1979).
Dennoch müssen ausreichende freie Wasserflächen vorhanden sein, die auch eine gewisse Wassererwärmung zum schnellen Wachstum der Larven erlauben. Diese Ansprüche stimmen mit den hier herausgefundenen Präferenzen überein und sind zudem mit meist konstanter Wasserführung korreliert, die zudem während der relativ langen Larvalphase das Austrockungs- und Sterberisiko vermindert. So werden flache temporäre Gewässer gemieden (vgl. HAIDACHER & PAILL 1990), wobei in der Bergbaufolgelandschaft auch in zunächst geeigneten, aber unvorhersehbar austrockenden Gräben abgelaicht wurde.

Die Bevorzugung von grabenartigen Strukturen wurde 1996 im Tagebau Bockwitz bereits von SCHAD (1996) statistisch abgesichert und beschreibt deskriptiv das wahrscheinliche Vorkommen, sie kann jedoch biologisch irreleiten und muß daher durch die hier gemessenen Faktoren ersetzt werden. Erst dann ist das hier entwickelte Habitatmodell (Tabelle 18b) kausal erklärbar und stimmt zudem mit Verhältnissen

außerhalb der Bergbaufolgelandschaft weitgehend überein (vgl. NÖLLERT 1990). Umgebungsparameter üben im Gegensatz zum Laubfrosch und zur Wechselkröte keinen belegbaren Einfluß aus.

(4) Erstellung und Test eines Habitatmodells auf feinster Raumebene (Uferstellen 5m-Radius)

Nach der Kausaldiskussion werden die in Tabelle 18b herausgearbeiteten **Stellvertreter-Variablen** „Wassertiefe", „Wasserführung" und „submerse Vegetationsdeckung" auf der Raumebene von 5 m-Stellen als tauglich angesehen, bei der Randbedingung eines pH-Wertes > 6, mit dem nach HAIDACHER & FACHBACH (1991) Laich- und Quappenentwicklung überhaupt möglich ist.
Aus dem Regressionsmodell der Tabelle 18b kann für die feinste, aussagerelevante „Raumebene der Uferstellen" nun an jeder beliebigen Stelle über die Ausprägungen der drei herausgefilterten Stellvertreter-Variablen direkt die Vorkommenschance und Habitateignung ermittelt werden.

(5) Erstellung eines Gebietseignungsmodelles

Die Erstellung und Kalibrierung eines qualitativen und quantitativen Gebietseignungsmodelles erfolgt nach der in Abbildung 13 und Kapitel 3.2.7 dargestellten Methode. Das Ergebnis wird mit Abbildung 20 dargestellt: Der m1-Wert beträgt 0,5 und der s1-Wert liegt bei 8. Aus den Habitateignungen gebietsrepräsentativer 5 m-Uferstellen können für jedes Gebiet m- und s-Werte ermittelt werden. Diesen kann durch das Gebietseignungsmodell der Abbildung 20 jeweils ein Habitateignungswert für die Knoblauchkröte zwischen 0 und 1 zugeordnet werden. Die Gebietseignungen stellen Grundlage und Ausschlußbedingung für die Vorranggebietsauswahl dar.

3.3.2.5 Positives Grundinventar für alle Amphibien-Zielarten

Die Habitatmodelle der drei analysierten Amphibienarten verweisen auf artspezifische Unterschiede, wobei ihre Ansprüche teilweise auch an gleicher Stelle überlappend erfüllt sein können. In einer logistischen Regression, welche die Anwesenheit mindestens einer Amphibienart modelliert, nimmt die Kombination der Ausprägungen „pH-Wert 6-8", „hohe Erwärmung des Wassers", „fehlende Beschattung", „geringe bis mittlere Tiefe" und vorhandene, aber „geringe Deckungsgrade emerser Vegetation 1-20 %" den größten positiven Einfluß auf Amphibienvorkommen ein. Dieses gemeinsame „positive Grundinventar" ermöglicht allen Anuren-Zielarten in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig das Vorkommen, stellt jedoch für keine Art die Optimalqualität des Habitates dar. So soll diese Ausprägungskombination nur für grobe Schellansprachen verwendet werden und darf gegenüber der Förderung artspezifischer Habitatqualitäten nicht generell angestrebt werden.

3.3.3 Diskussion: Methodische Grenzen zur Weiterverwendung der Habitatmodelle

Die Untersuchung der Habitatpräferenzen von ausgewählten Amphibienarten dient hier nur der Informationsvertiefung zur Auswahl von Naturschutzvorrangflächen. Mit den Habitatmodellen sollte ein einfaches, aber abgesichertes Instrument für Vorhersagen, Extrapolationen und Schnellansprachen bereitgestellt werden. Unter dieser Prämisse ergeben sich zwangsläufig Aussagegrenzen, die für die Weiterverwendung der hier erarbeiteten Modelle beachtet werden müssen:

- **Detailprobleme und Unschärfen:** Meßfehler und zufällige oder systematische Fehler bei Schätzungen in Ordinalskalen sind prinzipiell möglich. Aufgrund der verwendeten Methoden und nach stichprobenhaften Vergleichsmessungen bei Geländebegehungen durch weitere Personen sind solche Fehler aber als vernachlässigbar einzustufen. Dennoch müssen die ermittelten quantitativen Angaben als Größenabschätzungen und nicht als exakte Meßwerte angesehen werden, auch wenn ihre Bedeutung statistisch abgesichert wurde. Entscheidend sind vielmehr die herausgearbeiteten regionalen quantitativen Tendenzen der Bedeutung von Habitatausprägungen.

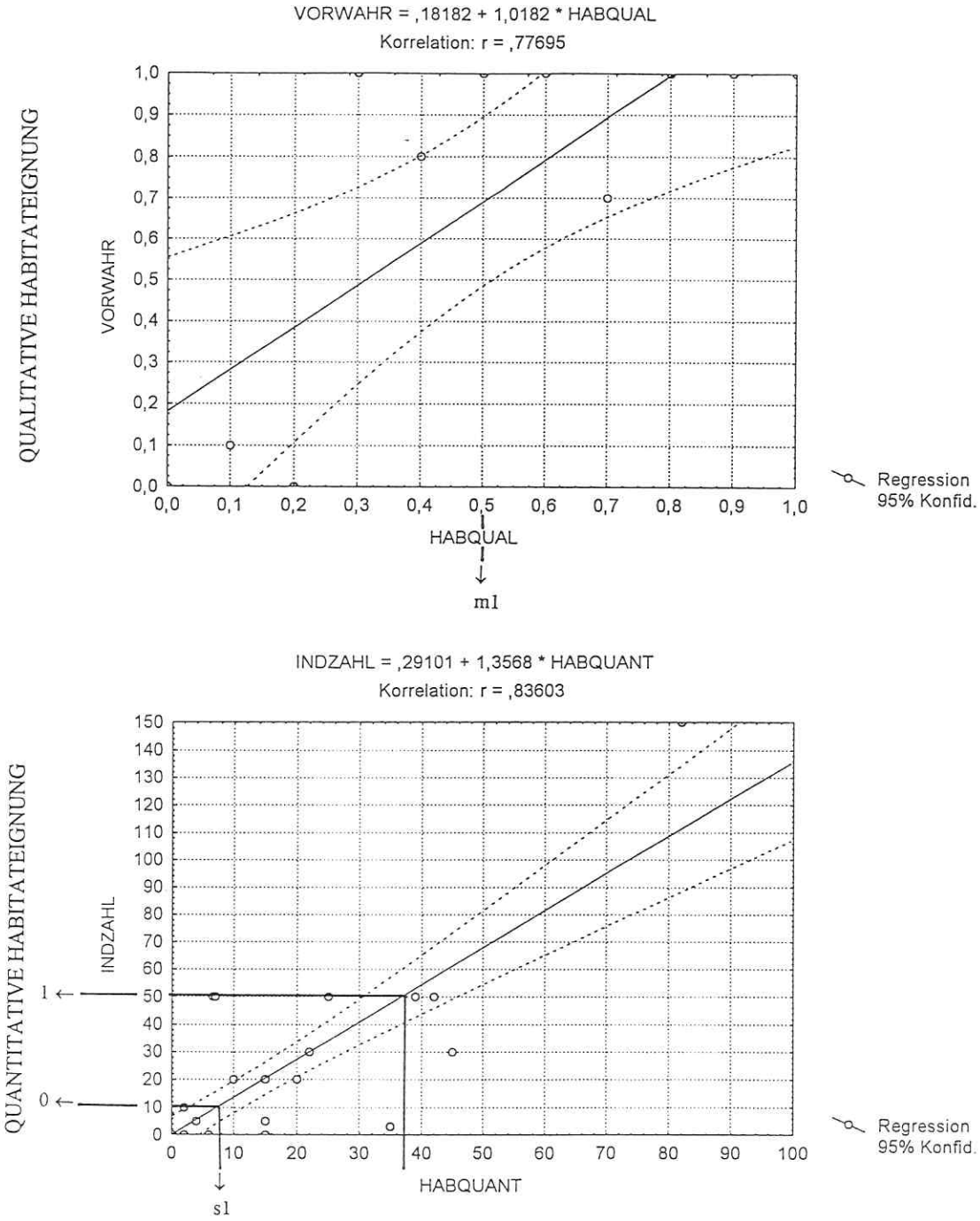


Abbildung 20: Gebietsbezogenes Habitateignungsmodell für *Pelobates fuscus* (Knoblauchkröte).

(oben) Qualitatives Modell: Kalibrierung der mittleren Habitateignung eines Gebietes (x-Achse: m-Werte, y-Achse: Vorkommenswahrscheinlichkeit = qualitative Habitateignung). Gültig, wenn die Eignungssumme im Gebiet > s1 ist.
(unten) Quantitatives Modell: Kalibrierung der Eignungssumme eines Gebietes (x-Achse: s-Werte, y-Achse: Individuenzahlen bzw. quantitative Habitateignung). Gültig, wenn die mittlere Eignung im Gebiet > m1 ist.

Stichprobenbasis sind 35 Gebiete. Der Unschärfespielraum ist gestrichelt eingezeichnet. Es bedeuten: HABQUAL = m-Werte = mittlere Habitatqualität im Gebiet, VORWAHR = Vorkommenswahrscheinlichkeit = kalibrierte Habitatqualität des Gebietes, HABQUANT = s-Werte = Habitatqualitätssumme im Gebiet, INDZAHL = Individuenzahl.

- **Beschränkung auf Teillebensräume:** Die Untersuchungen und Ergebnisse beschränkten sich bei Amphibien nur auf den Teillebensraum des Reproduktionsgewässers, der in der Regel populationsregulierend wirkt und somit entscheidend ist (z.B. GROßE 1994, BITZ ET AL. 1996, GÜNTHER & PODLOUCKY 1996). Es kann aber angenommen werden, daß ungünstige Sommer- und Winterlebensräume auch auf das Überleben der Population einwirken (z.B. STUMPEL 1990, TESTER 1990). Nur aufwendige zusätzliche Untersuchungen können die genauen Wirkungen außerhalb der Laichgewässer weiter spezifizieren.

- **Berücksichtigung der Reproduktionserfolges:** Kritikpunkt bei vielen Habitatanalysen ist die mangelnde Berücksichtigung des tatsächlichen Reproduktionserfolges im (scheinbar) präferierten Habitat (MÜHLENBERG 1993). In der vorliegenden Arbeit wurde bei Amphibien jedoch nicht nur Ruf- und Aufenthaltsorte adulter Tiere, sondern auch Laich- und Quappenfunde als Reproduktionsnachweise verwendet. Der Nachweis des tatsächlichen Reproduktionserfolg verlief über den qualitativen Nachweis von Endstadien der Quappenentwicklung und metamorphierten „Hüpferlingen", so daß Reproduktion hier auf nominaler Basis einbezogen wurde. Strenggenommen können aber nur quantitative Erfassungen der frisch metamorphierten Jungtiere (auch in der Gewässerumgebung) Auskunft über die exakte Höhe des Reproduktionserfolges geben, die angesichts des dafür immensen Aufwandes hier unterbleiben mußte.

- **Erkärungswert der Modelle und spätere Vertiefungen:** Scheinkorrelationen zwischen Vorkommen bzw. Reproduktionserfolg und den erhobenen Parametern sind weitere mögliche Fehler bei Habitatanalysen (MÜHLENBERG 1993). Sie können hier nach Erarbeitung des methodischen Rahmens mit ausdrücklicher Einbeziehung biologischer Kausalitäten zu den Stellvertreter-Variablen aber als minimiert gelten. Dennoch kann niemals ausgeschlossen werden, ob nicht doch bislang unbekannte und nicht erhobene Habitatfaktoren Einfluß haben (HALLEY ET AL. 1996). Dadurch wären weitere Kompensations- und Verstärkungswirkungen im Habitatmodell möglich. Die Ausfüllung dieses Unsicherheitsraumes wäre nur durch zusätzliche sehr aufwendige Untersuchung und Modellierung weiterer Randfaktoren möglich. Die Einbeziehung natürlicher Unschärfen ist beispielsweise durch Modellierung mit „fuzzy sets" und „fuzzy logic" möglich (BRECKLING & REICHE 1996, SALSKI & KANDZIA 1996) und bietet Ergänzungsmöglichkeiten.

- **Generelle Grenzen der Modellbildung:** Habitatmodelle sind als Kompromiß aus möglichst vereinfachter, praktikabler Darstellung und möglichst großer Genauigkeit der Wiedergabe natürlicher Komplexität zu verstehen; Modelle sollen dabei zielbezogen sein (WISSEL 1989, BRECKLING & REICHE 1996) und gehorchen speziell hier der Zielstellung einer fachlich tauglichen Übertragung vertiefter Kenntnisse auf größere Flächen zur Vorranggebietsauswahl. Eine exakte und komplette Wiedergabe der komplexen und variablen Sachverhalte im Freiland ist niemals möglich (WISSEL 1989, REMMERT 1992), so daß Erkärungslücken in jedem Modell zu akzeptieren sind.

3.4 Detailuntersuchungen zur Ableitung von Habitatmodellen für Heuschrecken

3.4.1 Methodenspezifizierung

Zur Erstellung von Habitatmodellen sind für die Heuschrecken *Sphingonotus caerulans* (Blauflügelige Sandschrecke) und *Oedipoda caerulescens* (Blauflügelige Ödlandschrecke) sowohl die Analyse von Habitatpräferenzen an einem aktuellen Aufenthaltsort als auch die Untersuchung von Mobilitäten wichtig, wobei letztere zur Ableitung der Ansprüche an den Gesamtlebensraum samt benötigten Habitatgrößen führen sollen (vgl. SAMIETZ & BERGER 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998). Dazu werden drei relevante Raumebenen mit spezifischen Untersuchungsansätzen unterschieden:

(1) 1 m²-Stellen:
Als „Stelle" wird hier der Aufenthaltsort eines Tieres im Gelände bestimmt, der als Mittelpunkt eines zugehörigen Quadratmeters angesehen wird. Auf dieser „Mikroebene" erfolgt die Analyse kleinsträumiger Habitatpräferenzen. Mit Transekt-Begehungen durch alle Lebensraumtypen in den Testgebieten Bockwitz (G41), Großstolpen (G26), Werben-Sittel (G15) und Profen (G18) wurde der jeweils erstbeobachtete Aufenthaltsort eines Tieres getrennt nach Art und Geschlecht als „Stelle" aufgenommen und die dortigen Habitatparameter erfaßt. In den Jahren 1996 und 1997 wurden dafür insgesamt 1000 *Sphingonotus*-Individuen (490 Männchen, 510 Weibchen) und 1000 *Oedipoda*-Individuen (472 Männchen, 528 Weibchen) verstreut über alle Testgebiete erfaßt.

(2) 25m²-Rasterquadrate in zwei Testarealen:
Auf Basis von 25m²-Rasterquadraten in Testarealen erfolgt die Analyse flächiger Habitatpräferenzen und mittelräumiger Mobilitäten. Dieser Maßstab hat sich als relevanter Aktionsraum für Heuschrecken erwiesen (vgl. BUCHWEITZ 1993, ZÖLLER 1995, APPELT 1996, SAMIETZ & BERGER 1997). Dazu wurden zwei Testareale innerhalb des Tagebaubereiches Bockwitz ausgewählt. Die Auswahl und Abgrenzung der Testareale erfolgte (1) nach ihrer Besiedlung durch beide Heuschreckenarten, (2) nach ihrer Repräsentativität für vegetationsarme terrestrische Bereiche der Bergbaufolgelandschaft und (3) nach ihrer inneren Vielgestaltigkeit. Die zwei Testareale wurden flächendeckend in 25 m²-Rasterquadrate eingeteilt (Testareal 1: 5650 m² mit 226 x 25m²-Rasterquadraten; Testareal 2: 17.975 m² mit 719 x 25m²-Rasterquadraten).

(3) Teilgebiete:
Untersuchungen zu großflächigeren Habitatmerkmalen und Wanderungen zwischen Teilgebieten wurden auf einer weiteren Raumebene durchgeführt. Dazu wurden im Abstand von ca. 100 m und ca. 400 m um die Testareale der 25 m²-Raster ein System von fünf jeweils ca. 5000 m² großen Teilgebieten festgelegt, in denen wiederum Individuen und Habitate erfaßt wurden.

Erfassung der Individuen beider Arten:
In den Jahren 1996 und 1997 erfolgten im Zeitraum zwischen 15. Juni und 15. Oktober in allen Teilgebieten, Testarealen mit 25 m²-Rastern und darüberhinaus für ergänzende 1 m²-Stellen je 20 Begehungen. Alle Individuen der zwei Heuschreckenarten wurden durch Sicht und ggf. Keschern eindeutig auf Art und Geschlecht erfaßt. Der Zeitstandard betrug ca. 10 Minuten für ca. 100 m². Die Startpunkte und Begehungsrichtungen wurden an unterschiedlichen Tagen variiert. Untersucht wurde nur bei trockener und windarmer Witterung mit Temperaturen über 15°C in der Zeit zwischen 10 und 18 Uhr, wenn die Tiere aktiv sind (vgl. z.B. SANDER 1995, ZÖLLER 1995, APPELT 1996).

Individuelle Markierungen für Fang-Wiederfang in Testarealen mit 25m²-Rasterquadraten:
Zur Erfassung der individuellen Habitatnutzung und Mobilität wurden alle gesichteten Individuen in den Testarealen mit 25m²-Rastern gefangen und *Sphingonotus*-Männchen, *Sphingonotus*-Weibchen, *Oedipoda*-Männchen und *Oedipoda*-Weibchen mit fortlaufenden Identifikationsnummern versehen. Die Nummern wurden direkt mit einem wasserfesten und lichtbeständigen Markierungsstift („Staedtler Marsgraphic Pigment Liner", verschiedene Strichstärken) auf eine Seite des Pronotum geschrieben. Diese Markierungsmethode ist für die Tiere in der Regel unschädlich und die genannten Stifte haben sich aufgrund ihrer Lichtbeständigkeit in anderen Untersuchungen bewährt (SANDER 1995, ZÖLLER 1995). Fehler treten selten durch das Abblättern der Markierung auf, in deren Folge die aufgetragenen Zahlen bei Wiederfang nicht mehr fehlerfrei ablesbar sind. Doch selbst bei langlebigen und mehrfach wiedergefangen Tieren lag am Ende der Untersuchungsmethode die Unlesbarkeit stets unter 5% aller wiedergefangen Tiere pro Tag. Für die Fang-Wiederfang-Untersuchungen in den Rastern und Teilgebieten wurden Anfang August, Ende August und Mitte September 1997 jeweils fünf aufeinanderfolgende bzw. so dicht als möglich aufeinanderfolgende Tage bei stabiler Hochdruckwetterlage genutzt, um auch kurzzeitige Mobilitäten einzubeziehen.

Kollektivmarkierungen der Tiere nach Teilgebieten:
Alle gefangenen Tiere erhielten zur Analyse von Mobilitäten zwischen Teilgebieten je nach Teilgebiet eine eigene Farbmarkierung. In den Testarealen der Rasterquadrate wurde die Farbmarkierung zusätzlich zu den Identifikationsnummern auf die noch freie Pronotumseite aufgebracht.

Ermittlung der Mobilität und Kenngrößen:
Mobilität ist der Oberbegriff für alle Ortsveränderungen eines Individuums oder einer Population in einem bestimmten Zeitraum (INGRISCH & KÖHLER 1998). Mobilität umfaßt Ortswechsel innerhalb eines Habitates (hier: innerhalb der 25m²-Raster-Testareale) oder von einem Habitat in ein anderes (hier: zwischen Teilgebieten). Dabei kann hier nur die klein- und mittelräumige Mobilität untersucht werden (< ca. 2 km zwischen Teilgebieten, maximal 400 m innerhalb der Testareale). Großräumige Mobilität (> ca. 2 km) und passive Ausbreitung der Präimaginalstadien durch Substrattranport sind nicht Gegenstand der Untersuchung. Es wird angesichts der aktuellen Verbreitung aber angenommen, daß die hier untersuchten Heuschreckenarten sich über größere Entfernungen ausbreiten und etablieren können (vgl. POLLER & HÖSER 1993, KLAUS 1995a, APPELT 1996, SCHÄDLER 1999).
Jeder Fundpunkt eines Individuums wird der Mitte des zugehörigen 25m²-Rasterquadrates zugeordnet und bei mehreren Fundpunkten werden die jeweiligen Rastermittelpunkte mit einer Linie verbunden. Die Linie (= Distanz) wird maßstabsgerecht gemessen. Folgende hier relevante Kenngrößen lassen sich danach ermitteln (nach SAMIETZ & BERGER 1997, INGRISCH & KÖHLER 1998):

- Die **Einzeldistanz** [m] ist die Entfernung zwischen zwei aufeinanderfolgenden Fundorten eines Tieres ohne Berücksichtigung des Zeitraumes zwischen den Funden. Durch Verbindung der zeitlich aufeinanderfolgenden Fundorte erhält man ein **Mobilitätsmuster** des Individuums.
- Die **Aktionsdistanz** [m] ist die Entfernung zwischen den am weitesten auseinanderliegenden Fundorten eines Tieres.
- Die individuelle **Aktionsfläche** (= Aktionsraum) [m²] ist diejenige Fläche, die ein Individuum nach seinen Wiederfundpunkten genutzt hat. Hierfür gibt es unterschiedliche Berechnungsmethoden: minimales konvexes Polygon nach HAYNE (1949), 95%-Ellipse nach JENNRICH & TURNER (1969), harmonisches Mittel nach DIXON & CHAPMAN (1980). Diese stellen Näherungsverfahren dar, die je nach Datenlage und Fragestellung unterschiedlich zuverlässig sind (vgl. SAMIETZ & BERGER 1997). Die Berechnung der Aktionsfläche wird hier spezifiziert, indem alle durch das Mobilitätsmuster berührte 25m²-Raster zur Aktionsfläche addiert werden. Diese Spezifizierung ist durch die hier verwendete Rastereinteilung der Fläche möglich und minimiert die Gefahr der Überschätzung von Aktionsflächen, wie sie bei zuvor genannten Näherungsverfahren unterschiedlich stark auftreten kann.

Durch die Rasterunterteilung entsteht eine Unschärfe, die aber der Natur entspricht. So wurden selbst für Individuen, die immer wieder im gleichen Rasterquadrat gefunden wurden, während der Beobachtungszeit sehr kleinräumige Bewegungen von wenigen Metern beobachtet. Daher und nach der praktikablen Extrapolation der Fundpunkte auf die Mitte von Rasterquadraten muß bei Distanzangaben eine naturgemäße Unschärfe von 5 m und bei Flächenangaben eine Unschärfe von 25 m² kalkuliert werden. Zur Darstellung der Mobilitätskennwerte werden Klassen von 20 m-Intervallen (Distanzen) bzw. von 100 m² (für Aktionsflächen) gebildet.

Habitatvariablen:
Die relativ einfach bestimmbare Vegetationsstruktur bildet als Strukturparameter wichtige mikroklimatische Verhältnisse und Raumwiderstände ab, die für Heuschrecken relevant sind, aber nur mit stark erhöhtem Aufwand direkt zu messen sind (vgl. z.B. SANDER 1995, SÄNGER 1977, KLEINERT 1992). Es werden getrennt nach Pflanzenstrukturtypen (Kräuter, Gräser, *Calamagrostis*, Gehölze) und in der Gesamtheit für verschiedene Höhen (5, 10, 20, 50, 100 cm) die jeweiligen Deckungsgrade in 10 %-Intervallen bezogen auf die betrachtete Raumebene aufgenommen. Weitere möglicherweise relevante und daher erhobene Variablen (vgl. SANDER 1995, INGRISCH & KÖHLER 1998) zeigt Tabelle 19.

Der Bodenchemismus wurde nicht untersucht, begleitend wird aber der aus der Literatur bekannte Toleranzbereich bezüglich der Bodenchemie mit angegeben. Eine Einzelanalyse der Pflanzenarten soll nicht stattfinden, da kausale Bevorzugungen nur bestimmter Futterpflanzenarten für die betrachteten Arten ausgeschlossen werden können (vgl. BELLMANN 1993). Der Anteil bestimmter Pflanzentypen als Nahrungsangebot wird aber über die Vegetationsdeckung einbezogen. Eine Prüfung von Interkorrelationen zwischen diesen ausgewählten Habitatvariablen und deren frühzeitige Zusammenführung ist nicht sinnvoll, da diese völlig unterschiedliche Standortsbedingungen abbilden.

Die Erfassungsergebnisse der Jahre 1996 und 1997 wurden für Präferenzanalysen zusammengefaßt, da zwischen den Jahren kein signifikanter Unterschied bestand. Die Analysen erfolgen bei beiden Heuschreckenarten getrennt für Männchen und Weibchen, da Unterschiede zwischen den Geschlechtern teilweise beschrieben wurden (z.B. ZÖLLER 1995, APPELT 1996, INGRISCH & KÖHLER 1998).

Tabelle 19: Erfassung relevanter Habitatvariablen und ihrer Ausprägungen für Heuschrecken.

	Raumebene und Ausprägungsskalierung der Habitatvariablen		
Habitatvariable	**Stellen (1 m²)**	**Raster (25 m²)**	**Gebiet (ca. 5000 m²)**
Gesamtdeckung Vegetation	10%-Intervalle der Deckungsgrade, zudem nach Gräsern, Kräutern, Stauden und Gehölzen unterteilt	10%-Intervalle der Deckungsgrade, zudem nach Gräsern, Kräutern, Stauden und Gehölzen unterteilt	10%-Intervalle der Deckungsgrade
Deckung in 5cm Höhe			
Deckung in 20cm Höhe			
Deckung in 50 cmHöhe			
Deckung in 200 cm Höhe			
Baumdeckung (= Beschattung)			
Anteil vegetationsfreier Stellen		10%-Intervalle der Anteile	10%-Intervalle der Anteile
Bodenart		10%-Intervalle der Bodenarten Ton/Schluff, Sand, Kies und Blöcken	
Flächenneigung		10°-Intervalle	
Exposition bei Neigung > 20°		Hauptexposition N, O, S, W	Hauptexposition N, O, S, W
Anzahl Spinnennetze (= Hauptfeinde der Heuschrecken im Gebiet)		Absolute Netz-Anzahl	
Alter der Fläche		Ordinale Skala	Ordinale Skala

3.4.2 Ergebnisse mit Diskussion biologischer Kausalitäten

3.4.2.1 Individuenzahlen im Aktivitätszeitraum

Mit Fangsummen werden die der weiteren Auswertung zugrundeliegenden Individuenzahlen dargelegt: Im Testareal 1 mit 5650 m² wurden insgesamt 223 *Sphingonotus*-Individuen (davon 109 Männchen, 114 Weibchen) und 173 *Oedipoda*-Individuen (85 Männchen, 88 Weibchen) gefangen. Im Testareal 2 mit 17975 m² Flächengröße wurden insgesamt 220 *Sphingonotus*-Individuen (davon 99 Männchen, 121 Weibchen) und 582 *Oedipoda*-Individuen (290 Männchen, 292 Weibchen) erfaßt (Anhang Heuschrecken). Aufgrund einer nur noch sehr geringen Fangsummensteigerung gegen Ende der Untersuchungsperiode bei gleichbleibend intensivem Suchprogramm wird geschlossen, daß die tatsächliche Populationsgröße nicht

sehr viel größer als die Fangsumme sein kann. Genauere Schätzverfahren für Populationsgrößen sind entwickelt, sie erfordern aber einen hohen Aufwand, der für die hiesige Zielstellung einer Übersichtsabschätzung nicht gerechtfertigt ist (vgl. MÜHLENBERG 1993: 380ff, SETTELE ET AL. 1998).

Von den in beiden 25m²-Raster-Testarealen insgesamt 443 *Sphingonotus*-Individuen wurden 280 (63 %) und von den insgesamt 755 *Oedipoda*-Individuen wurden 433 (57 %) mindestens einmal wiedergefangen (weitere Fanghäufigkeiten im Anhang Heuschrecken). Dieses stellen relativ hohe und für die weitere Auswertung taugliche Wiederfangraten dar (vgl. ZÖLLER 1995, SAMIETZ & BERGER 1997).

Anhand der Zahl an verschiedenen Terminen gefangenen Individuen in den Testarealen wird ein Aktivitätsmaximum der Imagines beider Arte gegen Ende August festgestellt (Anhang Heuschrecken). Bis Ende Juli wurden noch *Oedipoda*-Larven und sogar bis Ende August *Sphingonotus*-Larven festgestellt. Ab etwa Mitte September erfolgten nur noch wenige Neufänge. Dieses belegt sowohl das definitive Ende der Schlüpfzeit als auch die Intensität der Nachsuche. Die wenigen Neufunde können danach als Zuwanderer aus benachbarten Teilräumen angesehen werden und verweisen auf eine Durchgängigkeit der offenen Bergbaufolgelandschaft für diese Arten. Nicht alle Neufunde dürfen aber als Zuwanderer angesehen werden: Zusätzlich verbleiben im Gebiet bei der hier angenommenen hohen, aber niemals perfekten Fangwahrscheinlichkeit stets einige unmarkierte Individuen, die im Laufe der Fangperiode immer langsamer zur Gesamtzahl markierter Individuen hinzutreten. Eine Quantifizierung dieser Anteile ist im Rahmen der Gesamtzielstellung nicht relevant und unterbleibt hier; dafür wären komplexe Berechnungsmethoden erforderlich (vgl. SETTELE ET AL. 1998).

Innerhalb der Aktivitätszeit wurden keine signifikanten Unterschiede in Mobilität und Habitatpräferenz belegt, so daß zur Auswertung stets der Gesamtzeitraum betrachtet wird.

3.4.2.2 Mobilität

Innerhalb der 25m²-Raster-Testareale lassen sich folgende Eckwerte der Mobilität herausstellen: Die größte Aktionsdistanz (Aktionsfläche) eines Individumms von *Sphingonotus* betrug 360 m (1900 m²) und die eines *Oedipoda*-Individuums 320 m (1725m²). Am Beispiel des Testareales 2 beträgt für *Sphingonotus* der arithmetische Mittelwert der Aktionsdistanzen 63 m, der Mittelwert der Aktionsfläche 340 m² (Stichprobenbasis: n = 174 Individuen). Der arithmetische Mittelwert der Aktionsdistanzen liegt für *Oedipoda* (n = 360) bei 40 m und für die Aktionsfläche bei 240 m². Damit ist *Sphingonotus* deutlich mobiler als *Oedipoda*. Weitere Kennwerte zur Mobilität befinden sich als Hintergrundinformation im Anhang Heuschrecken.

Sphingonotus caerulans und *Oedipoda caerulescens* weisen eine zueinander gleichartige **Verteilung individueller Mobilitäten** auf, wobei die Mobilitätskennwerte von *Sphingonotus* gegenüber *Oedipoda* insgesamt etwas größer sind (Abbildung 21 und 22, Kennwerte im Anhang Heuschrecken). Anhand der Mobilitätsmuster über die gesamte Aktivitätszeit werden bei beiden Tierarten drei **Mobilitätstypen** mit folgenden Charakteristika unterschieden:

(1) Es wurden sehr viele „stationäre und wenig mobile Tiere" oft im gleichen 25m²-Raster oder maximal mit ca. 50 m Aktionsdistanz und mit bis ca. 300 m² Aktionsfläche nachgewiesen. Bei *Sphingonotus* weisen etwa die Hälfte und bei *Oedipoda* etwa zwei Drittel der Individuen beider Geschlechter eine solch eingeschränkte Mobilität auf.

(2) „Stationäre, mobile Tiere", die in einem größeren Aktionsraum umherstreifen, diesen aber nicht verlassen, bilden einen zweiten Mobilitätstyp. Wenigstens eine Einzeldistanz über 50 m und bis zu ca. 150 m sowie Aktionsräume von 250 m² bis zu ca. 1500 m² kennzeichnen diesen Typ. 44 % der

Individuen von *Sphingonotus* und 25 % der Tiere bei *Oedipoda* sind derart einzuordnen. Innerhalb dieses Types gibt es bei beiden Arten einerseits Individuen, die während ihrer gesamten Aktivitätszeit nur Einzeldistanzen von mindestens 50 m aufweisen (28 % der Individuen dieses Types), andererseits Individuen, die zunächst als Typ (1) anzusprechen wären, aber zeitweise höhere Aktionsdistanzen aufweisen (68 % der Individuen dieses Types). Beil letzteren zeigen wiederum einige Individuen eine Rückkehr in ihren einstigen Aktionsraum, andere bleiben nach Zurücklegung einer größeren Einzeldistanz in ihrem neuen Teilraum („Verlagerung von Aktionsräumen").

(3) Individuen mit Aktionsdistanzen von über 150 m und ohne Rückkehr in ihren ursprünglichen Aktionsraum werden als „Wanderer" bezeichnet. Diese nehmen nur einen sehr geringer Anteil an der Gesamtindividuenzahl ein. „Weitwanderer" über 250 m sind nur 7 % der Individuen von *Sphingonotus* und 4 % von *Oedipoda*. Die größte ermittelte Aktionsdistanz innerhalb der Testareale betrug für *Sphingonotus*-Männchen 360 m und für Weibchen 275 m, für *Oedipoda*-Männchen 320 m und für Weibchen 290 m. Einzelne Individuen können prinzipiell auch weitere Entfernungen zurücklegen, wenn sie ihre Habitate (hier: Testareale) gänzlich verlassen (siehe unten).

Die Einzeldistanzen aufeinanderfolgender Tage liegen für beide Heuschreckenarten geringer als die Aktionsdistanzen: Zwei Drittel der Individuen von *Sphingonotus* besitzt eine tägliche Einzeldistanz von maximal 40 m, zwei Drittel der Individuen von *Oedipoda* nur von ca. 25 m. Dies stellt demnach eine **tägliche Grundmobilität** dar. Doch auch bei aufeinanderfolgenden Tagen wurden einzelne Weitwanderer festgestellt, womit Wanderungen als schnell mögliche Ereignisse belegt werden.

An **„Weitwanderern" zwischen verschiedenen Teilgebieten** konnten bei *Sphingonotus* nur vier Individuen und bei *Oedipoda* nur sieben Individuen jeweils von ca. 400 m belegt werden, wobei mit Ausnahme eines *Oedipoda*-Weibchens alle Tiere männlich waren. Dieses belegt den sehr geringen Prozentsatz der „Weitwanderer" bei einer hohen Ortstreue des Großteiles der Population. Der Nachweis weit dispergierender Individuen ist jedoch sehr schwierig und muß trotz systematischer Nachsuche unvollständig sein. Barrierewirkungen von vorhandenen kleinen Gebüschen konnten nicht belegt werden.

Mit dem Mann-Whitney-U-Test (SACHS 1997) wird statistisch belegt, daß sich die Aktionsdistanzen und -flächen zwischen **Männchen und Weibchen** bei beiden Arten signifikant unterscheiden. Der höhere Anteil der Männchen an den Weitwanderern führt zu insgesamt höheren Mobilitätskennwerten der Männchen, wobei bei beiden Arten in Einzelfällen auch Weibchen weit wanderten (> 300 m). Bei *Sphingonotus* wird dieser Unterschied auch anhand des arithmetischen Mittelwertes illustriert: So beträgt der arithmetische Mittelwert der Aktionsdistanzen für *Sphingontus*-Männchen (n = 65 im Testareal 2) 69,2 m gegenüber 60,1 m bei *Sphingonotus*-Weibchen (n = 109). Nur bei Betrachtung der Aktionsdistanzen im Intervall von 150 - 300 m (n = 32 Individuen) übertreffen die 19 *Sphingonotus*-Weibchen ausnahmsweise die Zahl der in diesem Intervall mobilen 13 *Sphingonotus*-Männchen.
Die Weibchen von *Sphingonotus* sind gegenüber den Weibchen von *Oedipoda* deutlich mobiler: Der arithmetische Mittelwert ihrer Aktionsdistanzen von 60,1 m (n = 109 im Testareal 2) gegenüber nur 40,1 m bei *Oedipoda*-Weibchen (n = 175 im Testareal 2) illustriert dies.

Zur **Überdauerung beider Offenlandschrecken** in Raum und Zeit werden aus den Ergebnissen zur Mobilität biologisch sinnvolle Strategien abgeleitet, die als Anpassung an die innerhalb einer Region raum-zeitlich flexibel bestehenden offenen (Bergbaufolge)Landschaften angesehen werden können:

(1) Der größte Teil einer Population bleibt in einem aktuell geeigneten Habitat stationär (Mobilitätstyp 1), das somit zur Reproduktion und Erhöhung der Populationsstärke genutzt werden kann. Dadurch erfolgt eine wahrscheinlich langfristige Überdauerung in geeigneten und einmal besiedelten Habitaten.

Ausgehend von dort kann durch den Aufbau hoher Populationsstärken eine Ausweitung und Neubesiedlung von anderen bestehenden oder neu entstehenden Habitaten gemäß (2) und (3) erfolgen.

(2) Eine Ausbreitung erfolgt durch „verlagerte Aktionsräume" (Mobilitätstyp 2), indem Individuen aus den sicheren bestehenden Habitaten allmählich in räumlich benachbarte Räume ausstreuen, bei deren Eignung dort verbleiben und letztlich die besiedelte Habitatfläche vergrößern. Reproduktion ist dort schnell möglich, da angrenzende Flächen für Männchen und befruchtete Weibchen gleichermaßen gut erreichbar sind. Damit kann innerhalb eines größeren Raumes die Besiedlung aufrecht erhalten werden, wenn in einem Teilraum eine Habitatverschlechterung eintritt (z.B. durch natürliche Sukzession). Damit wird den sich allmählich natürlicherweise ändernden Umweltbedingungen durch ein „plastisches Mobilitätsverhalten" auf begrenztem Raum Rechnung getragen.

(3) Die sehr wenigen weit wandernden Individuen (Mobilitätstyp 3) sind als individuelle Zufälle interpretierbar, doch eröffnen gerade sie eine letzte wichtige Möglichkeit für den Fortbestand von *Sphingonotus* oder *Oedipoda* in der Region und können demnach zeitweise und zusätzlich zu hier nicht untersuchten möglichen Mechanismen von Verdriftung und passiver Verbreitung der Ei- und Larvenstadien dafür entscheidend sein (z.B. RIETZE 1994, ZÖLLER 1995, zudem eigene geschlechtsspezifische Folgerungen):

- Einzelne weit wandernde und befruchtete Weibchen können neue Populationen in bislang unbesiedelten Habitaten begründen. Bei vollständigem Verschwinden jeder Habitateignung im nach (2) vergrößerten Ursprungshabitat ist dann dadurch die Überdauerung der Art auf anderen Flächen der gleichen Region möglich. Da die *Sphingonotus*-Weibchen gegenüber *Oedipoda*-Weibchen insgesamt als mobiler festgestellt wurden, kann dieses speziell für *Sphingonotus* ein Faktor zur Besiedlung entfernterer Habitate und zum Aufbau von Metapopulationen sein (gleichartig KORBUN & REICH 1998).
- Die Männchen, die viel häufiger die wenigen Weitwanderer stellen, sorgen vor allem für genetischen Austausch zwischen bereits bestehenden und auseinanderliegenden Teilpopulationen. Ein solcher genetischer Austausch ist besonders wichtig, wenn neue Populationen im Aufbau sind, weil dadurch eine breitere genetische Variabilität und eine höhere Überlebenchane der Population erreicht werden kann (HANSKI 1996). Neue Populationen können die Männchen aber nur dann begründen, wenn auch Weibchen zufälligerweise zur gleichen Stelle weit wandern, was natürlicherweise selten ist und gemäß den festgestellten Mobilitäten eher bei *Sphingonotus* als bei *Oedipoda* auftreten kann.

Für alle drei Überdauerungsstrategien der Art ist eine **Habitateignung** im aktuell besiedelten Habitat und auf weiteren Flächen ein Schlüsselfaktor. Dieses leitet über zur erforderlichen Detailanalyse der Habitatpräferenz und zur Entwicklung von Habitatmodellen (nachfolgende Teilkapitel), mit denen in Kombination mit dem hier erarbeiteten Wissen der Mobilitäten die Habitateignungen und Vorkommenschancen auf bestimmten Flächen extrapoliert werden können.

3.4.2.3 Sphingonotus caerulans - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles

(1) Univariate Präferenzen

Signifikante Unterschieden der Präferenzen zwischen den Geschlechtern konnten bei beiden Arten nicht nachgewiesen werden, so daß Männchen und Weibchen zusammengefaßt werden.
Die Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) zeigt **auf Basis der 25m²-Raster** höchst signifikante Bevorzugungen einer Gesamtvegetationsdeckung von 1-30 %. Vegetationsfreie Flächen ohne wenigstens einige Grashalme in der Nähe wurden gemieden, wobei die flugfähigen Imagines zeitweise auch dort angetroffen wurden. Vegetationsdeckungen zwischen ca. 31-40 % werden noch signifikant bevorzugt, während Deckungsgrade über 40 % höchst signifikant gemieden werden.

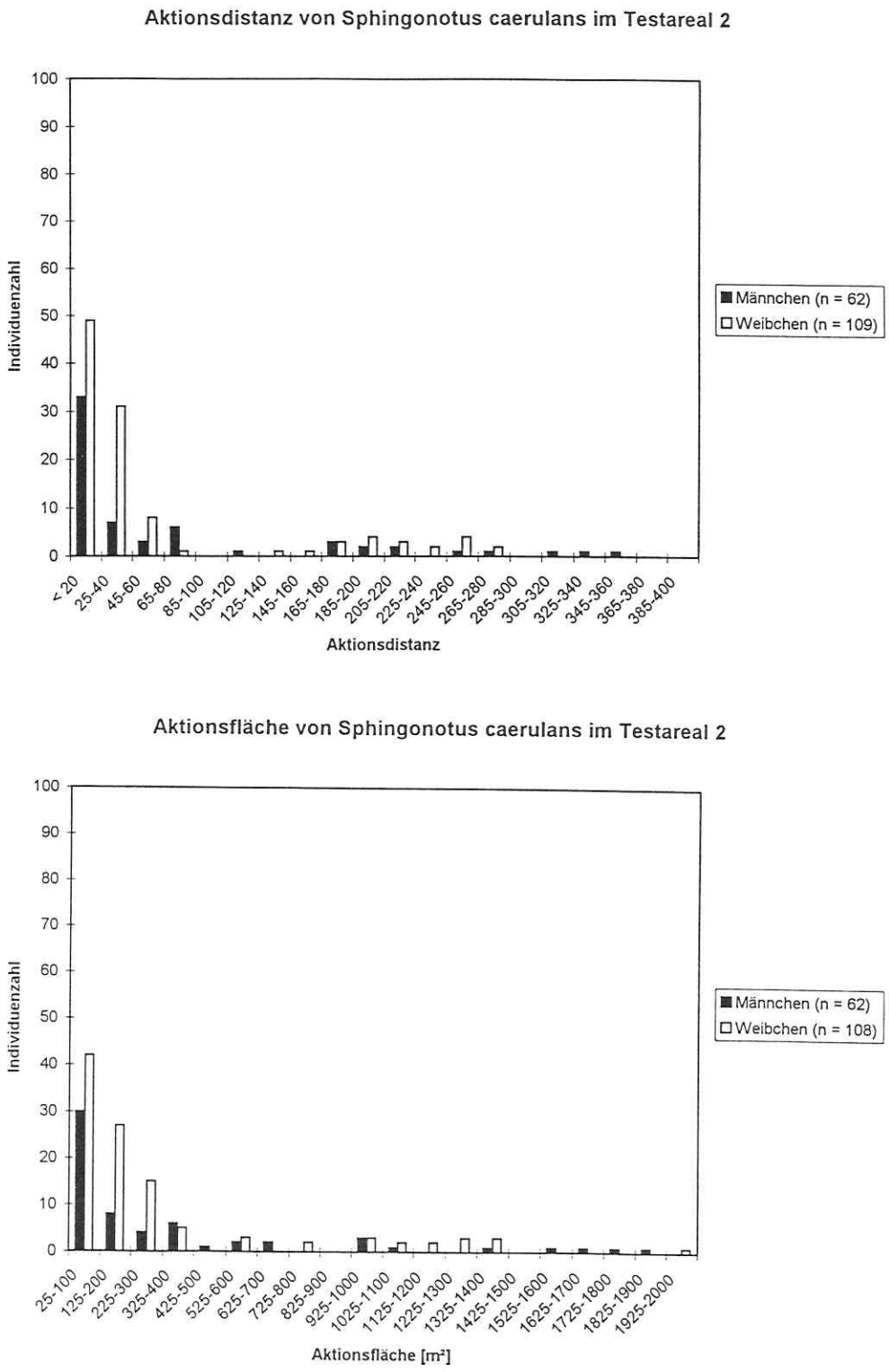


Abbildung 21: Verteilung individueller Mobilität von *Sphingonotus caerulans*.

Dargestellt am größten Testareal 2, Daten für Testareal 1 im Anhang Heuschrecken.

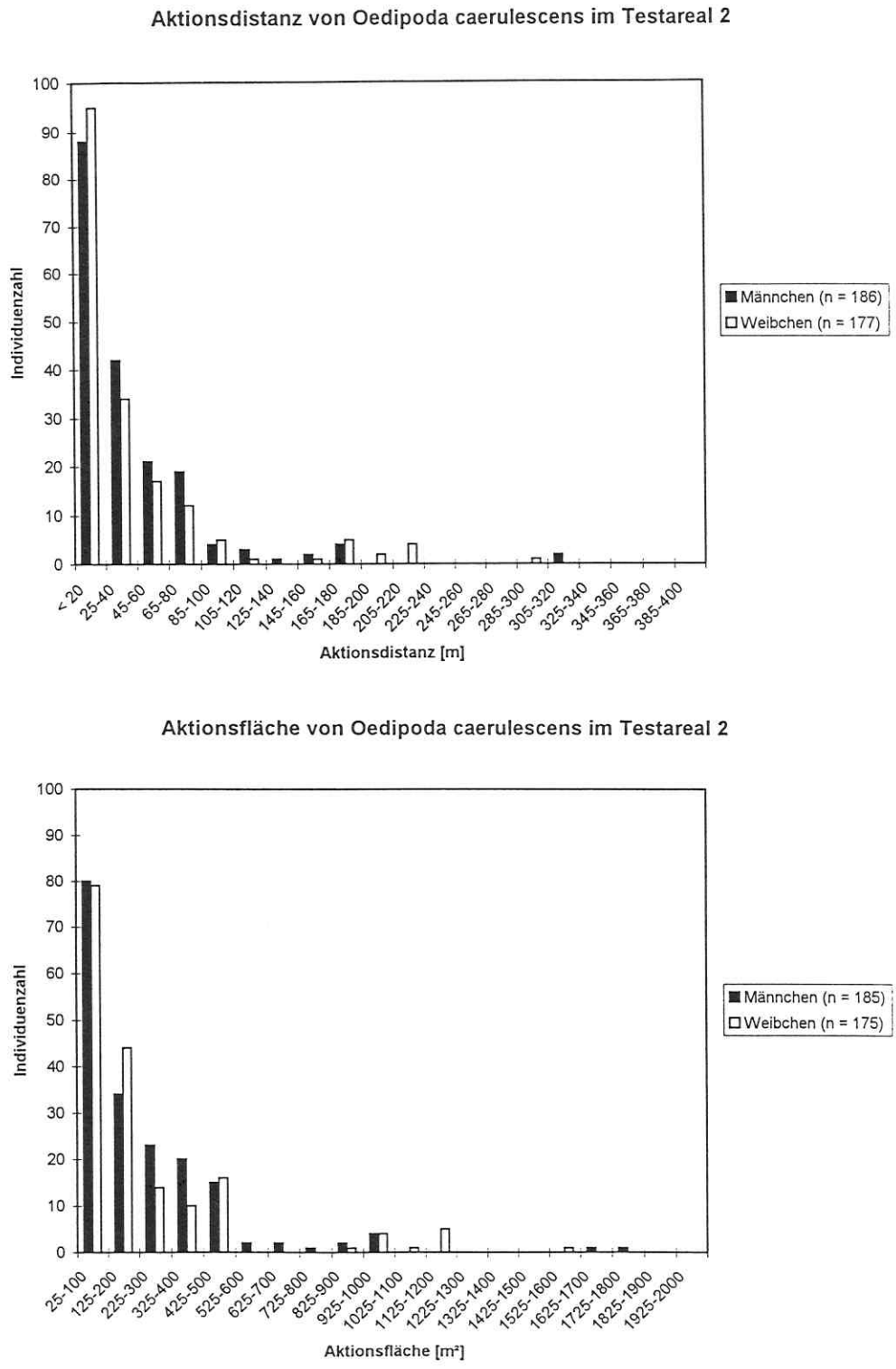


Abbildung 22: Verteilung individueller Mobilität von *Oedipoda caerulescens*.

Dargestellt am größten Testareal 2, Daten für Testareal 1 im Anhang Heuschrecken.

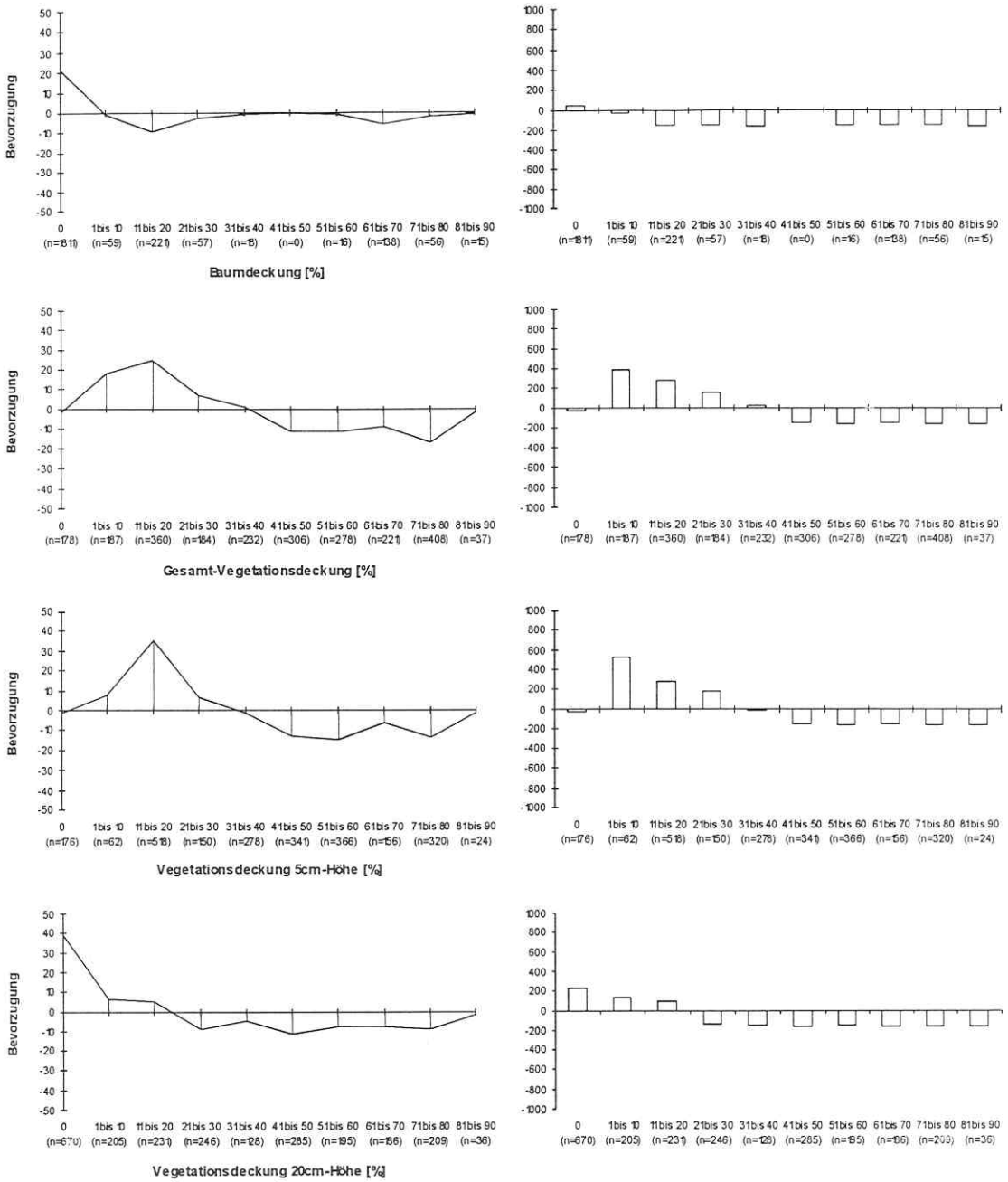
Deutlich ist die signifikante Bevorzugung eines Anteiles von ca. 30-50 % vegetationsfreier Fläche bei gleichzeitigem Vorhandensein von sehr lückigen Grasdeckungen auf dem verbleibenden Teil der 25m²-Raster. Auf gleichmäßig lückiger oder gar geschlossener Rasendeckung wurden genauso wie auf großflächig vegetationslosen Flächen wenig Individuen angetroffen. Entsprechend werden 1-5 Jahre alte Flächen signifikant präferiert.
Eine signifikante Bevorzugung einer bestimmten Exposition bei geneigten Flächen konnte nicht festgestellt werden. Hingegen erfolgte eine höchst signifikante Bevorzugung von Rastern ohne Spinnennetze und schon bei nur einem Netz auf 25m² wurde eine höchst signifikante Meidung festgestellt. Nach den Beobachtungen sind Netzspinnen (hier: Wespenspinne *Argiope bruennichi*) die natürlichen Feinde der Art in der Bergbaufolgelandschaft. Spinnennetze werden hier zudem nur zwischen Gras- und Staudenhalmen erbaut und eine hohe Spinnennetzdichte geht einher mit der ohnehin gemiedenen hohen Vegetationsdichte. Präferenzen zur Bodenart wurden nicht festgestellt (Abbildung 23).

Die Bevorzugung gegenüber der Vegetationsdeckung kann auf **Basis der 1 m²-Punktstellen** für zeitweise stationäre Tiere klarer herausgearbeitet werden: Beschattung (Baumdeckung) wird höchst signifikant gemieden. Eine Präferenz gegenüber der Gesamtvegetationsdeckung in 5 cm-Höhe ist am deutlichsten: Deckungsgrade von 11-20% werden von den Larven und Imagines höchst signifikant bevorzugt, Deckungsgrade von 1-10 % und 21-30 % werden weniger aufgesucht, aber besiedelt. Deckungsgrade von über 40% werden gemieden. Stellen mit hoher Vegetation (> 20 cm) werden höchst signifikant gemieden. Die Art ist somit in dieser Mikroebene auf lückige, kurzrasige Vegetationsbestände angewiesen.
Präferenzen gegenüber weiteren Variablen bzw. Ausprägungen wurden nicht belegt. Die Präferenzen der Larven decken sich mit den herausgearbeiteten Imaginalpräferenzen (Abbildung 23).

Nach diesen Präferenzen stellt die 1 m²-Ebene die feinste relevante Raumebene dar, der aber Habitataussagen (bevorzugte Mosaikstruktur) auf 25m²-Basis beigeordnet werden müssen. Signifikante Bevorzugungen auf der Raumebene ganzer Teilgebiete konnten nicht nachgewiesen werden, doch ist eine Mindestgröße von geeigneten Habitatflächen für ein Vorkommen sinnvoll und muß unter Einbeziehung der Mobilitätsergebnisse diskutiert werden.

(2) Multivariate Ergebnisse

Für *Sphingonotus caerulans* ergibt die multivariate Analyse unter Einschluß aller erhobenen Variablen ein logistisches Regressionsmodell, das für 93 % der besetzten und für 89 % der unbesetzten Stellen eine korrekte Vorhersage ermöglicht. Dabei haben die Variablen Gesamtdeckung, Moosschicht, Baumdeckung und Vegetationsdeckung in 5 cm-Höhe den größten Einfluß (Tabelle 20a).
Bei ausschließlicher Verwendung der Gesamtdeckung in 5 cm-Höhe und Einsatz aller weiteren deckungsunabhängigen Variablen wird eine Klassifikationsgenauigkeit von 91,5 % für besetzte Stellen erreicht, die bei ausschließlicher Verwendung einer anderen Deckungshöhe nicht übertroffen werden kann. Zur Vereinfachung des Modelles ist somit die Deckung in 5 cm Höhe eine geeignete Stellvertreter-Variable.
Das logistische Regressionsmodell, das die größtmögliche Prognosesicherheit bei kleinstmöglicher Zahl präferierter Variablen enthält, wird durch fallweisen Ausschluß einzelner Variablen ermittelt. Demnach kann nur durch Verwendung der Variablen Baumdeckung, Vegetationshöhe in 5cm-Höhe (1 m²-Basis) und Anteil vegetationsfreier Stellen (25 m²-Basis) eine korrekte Klassifikation von 92 % der Vorkommen und von 89 % der Nichtvorkommen erreicht werden (Tabelle 20b).



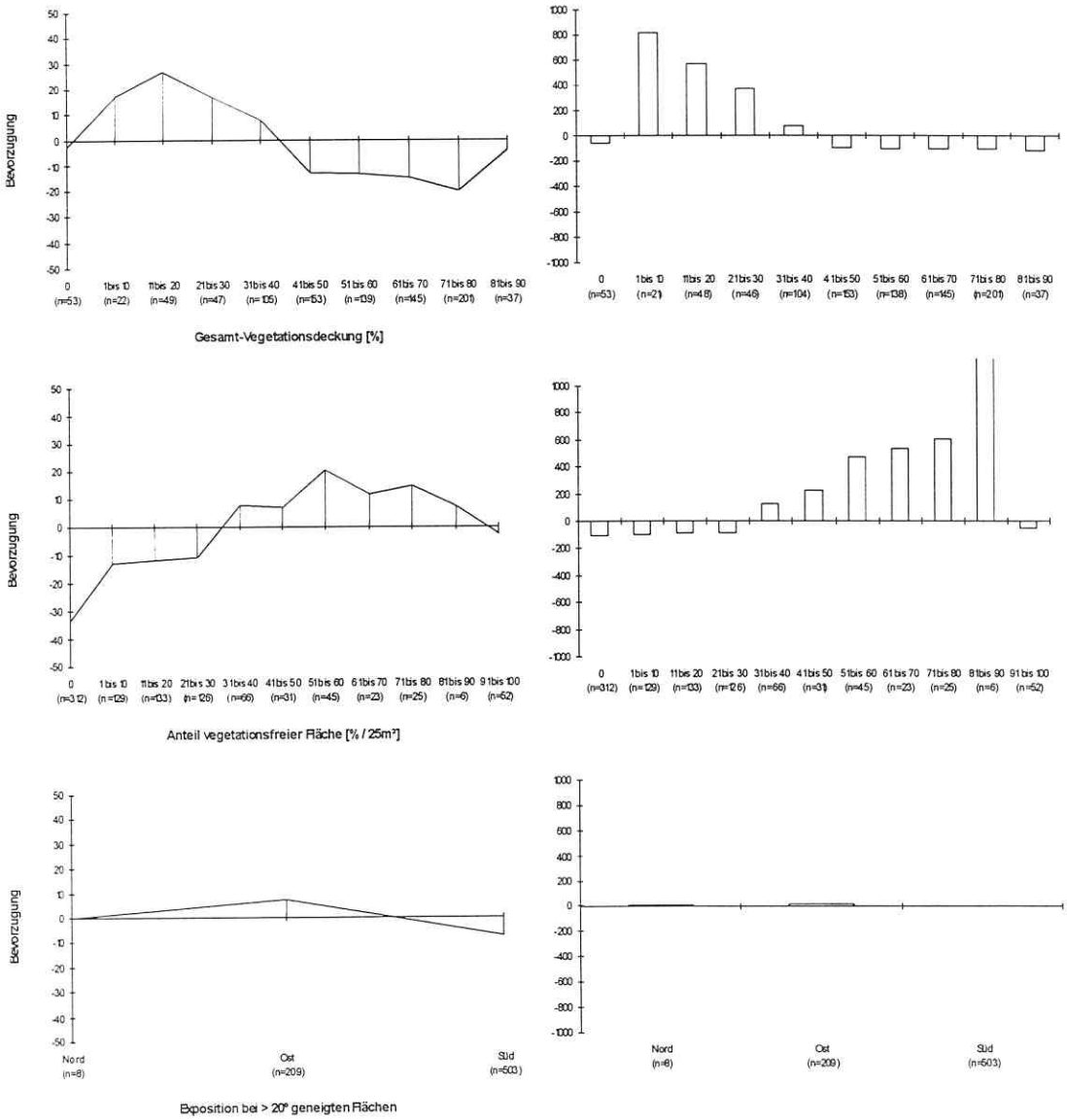
Raumebene 1 m²

Abbildung 23: Habitatpräferenzen von *Sphingonotus caerulans* nach univariater Analyse.

Statistische Signifikanz ist im Text erwähnt (n = 951 Rasterquadrate und 443 Individuen, 1000 Individuen an 1m²-Stellen plus 200 zufällig ausgewählte unbesetzte 1m²-Stelle, Untersuchungsjahre 1996 und 1997.

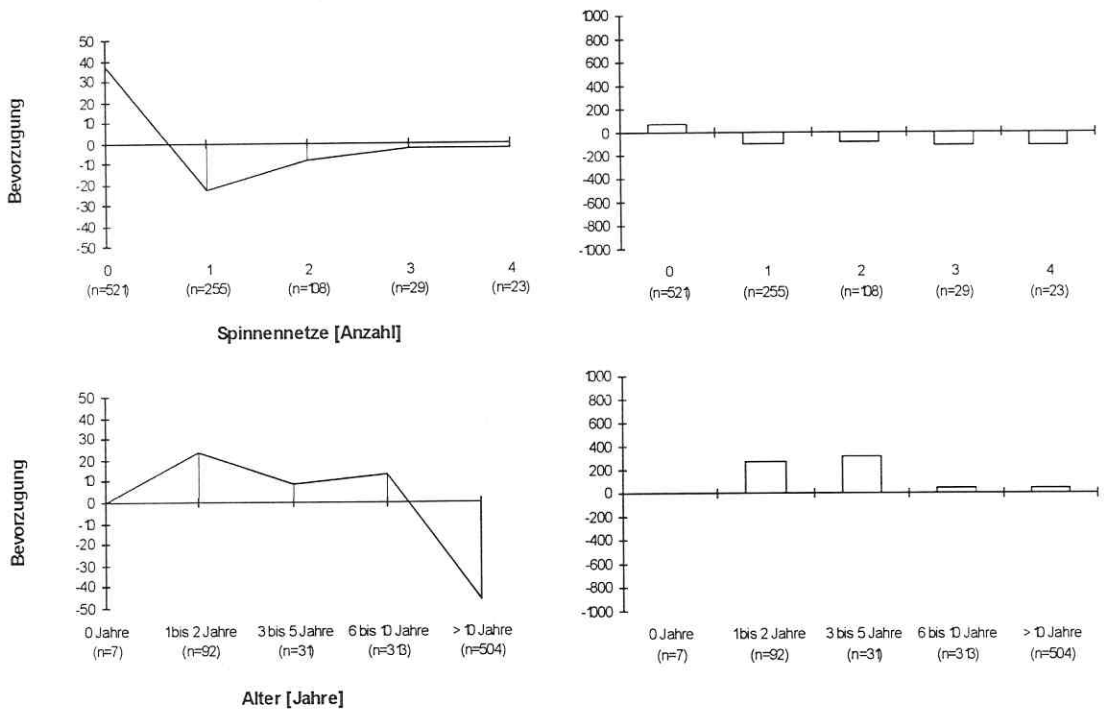
Links:
Präferenzen nach der Anzahl und Verteilung besetzter Stellen, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteten besetzten Stellen und Verteilung der Ausprägungen an allen Stellen.

rechts:
Präferenzen nach der Stetigkeit der Besetzung von Stellen getrennt für jede Ausprägung, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteter Stetigkeit an einer Ausprägung und Stetigkeit an allen Ausprägungen



Raumebene 25 m²

Abbildung 23 (Forstsetzung).



Raumebene 25 m²

Abbildung 23 (Forstsetzung).

Tabelle 20: Statistik der logistischen Regression für Vorkommen von *Sphingonotus caerulans*.

a.) Hauptmodell: Einschluß aller sinnvollen Habitatvariablen (n=15 Variablen)
b.) Minimalmodell: Ausschluß möglichst vieler Habitatvariablen bei Klassifizierungsrichtigkeit > 85%.

a.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n =1302, 748 ohne Sphingonotus,554 mit Sphingonotus) Endgültiger Verlust 357,98 Chi² (14) = 1060, p < 0,01. Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne Sphingonotus 88,7%, Stellen mit Sphingonotus 92,9%									
Variable	De ges	Moos	Baum	Deck 5 cm	Deck 20cm	Deck 50cm	Deck100cm	Schichtung	Spi-Netze
Koeffizient	1	- 0,85	- 0,9	- 1,1	- 0,66	- 0,57	0,68	0,88	- 0,6
odds ratio	3	0,42	0,4	0,33	0,51	0,56	1,98	2,43	0,54
Variable	Expos	Alter	vegfrei						**Konst. BO**
Koeffizient	- 0,06	0,2	0,08						**4**
odds ratio	0,93	1,22	1,08						**49**

b.)

Statistik des Modells Logistische Regression (n =1302, 748 ohne Sphingonotus,554 mit Sphingonotus) Endgültiger Verlust 426,71 Chi² (6) = 922,51, p < 0,01. Klassifizierungsrichtigkeit: Stellen ohne Sphingonotus 89%, Stellen mit Sphingonotus 92%								
Variable	Baumdeck	Deck 5cm	vegfrei					**Konst. BO**
Koeffizient	- 0,29	- 0,35	0,58					**- 1**
odds ratio	0,74	0,7	2,08					**1**

(3) Biologische Kausalitäten (Diskussion)

Die festgestellten Bevorzugungen fügen sich in das bekannte Präferenzspektrum ein, wobei die Art in den regionalen Bergbaufolgelandschaften etwas anspruchsloser erscheint als in Primärbiotopen. Ein Grund dafür kann die hohe Erwärmbarkeit der großflächig vegetationsarmen Räume sein, von der diese xerothermophile Art (BELLMANN 1993) profitiert. So wird oft ein präferierter Deckungsgrad mit 10-20% angegeben (KLAUS 1995a, WALLASCHEK 1995, LANDECK & WIEDEMANN 1998, SCHÄDLER 1999) und hier bestätigt, wobei aber in der Bergbaufolgelandschaft zusätzlich viele Vorkommen bis zu ca. 40 % Gesamtdeckung belegt sind. Eine vermindert mögliche Temperaturaufnahme bei einer Vegetationsdeckung von über ca. 40 % korrespondiert als biologische Ursache mit den gemiedenen Deckungsgraden.
Die Meidung großflächig vegetationsfreier Räume verweist schließlich auf die Mindestansprüche an Nahrung und Deckung (vgl. WALLASCHEK 1995, KORBUN & REICH 1998, SCHÄDLER 1999). Benötigt werden als Nahrung verschiedene Gräser und Kräuter (BELLMANN 1993, LANDECK & WIEDEMANN 1998). Vegetationsfreie Stellen dienen nach eigenen Beobachtungen der Thermoregulation und als geeignete Paarungslokalität, die angesichts optischer Orientierung der geotopen Art (BELLMANN 1993) wichtig ist. Damit wird die festgestellte Bevorzugung mosaikartiger Verteilung von geringen Grasdeckungen und vegetationsfreier Stellen auf 25 m²-Basis biologisch erklärt. Danach bilden die im Minimalmodell (Tabelle 20b) herausgearbeiteten Stellvertreter-Variablen „Deckung in 5 cm-Höhe", „Baumdeckung (= Beschattung)" auf 1m²-Ebene und „Anteil vegetationsfreier Fläche" auf 25 m²-Ebene die biologischen Schlüsselfaktoren tauglich im Habitatmodell ab. Boden-pH-Werte von > 5 ermöglichen nach SÄNGER (1977) eine erfolgreiche Eientwicklung und sollen als Randbedingung gelten.

An das räumlich und zeitlich unregelmäßige Auftreten geeigneter Habitate im Sukzessionsverlauf kann die Art durch ihre relativ hohe Mobilität reagieren (KORBUN & REICH 1998, SCHÄDLER 1999). Aufgrund des hohen Aktionsraumes von einigen Individuen des Mobilitätstypes 2 und 3 sind Mindestgrößen geeigneter Habitate nötig, so daß ausgehend von diesen eine Ausbreitung und Fortbestand in Zeit und Raum gut möglich ist. Bei einem Aktionsraum von bis zu ca. 1500 m² für den Mobilitätstyp (2) und angesichts der Verlagerung von Aktionsräumen und Ausbreitung in benachbarte Räume werden ca. 3000 m² als Mindestgröße geeigneten Habitates in der Bergbaufolgelandschaft für eine Teilpopulation hier abgeschätzt. Das Vorhandensein dieser Mindestgröße eines geeigneten Habitates soll als Randbedingung der Habitateignung einer 1 m²-Stelle beigeordnet werden. Diese Größe stellt einen Orientierungswert dar, da sie von der genauen Habitateignung, der Distanz zu weiteren Habitaten und von der Individuenzahl für eine überlebensfähige Population modifiziert werden kann (vgl. APPELT 1996). So werden für *Sphingonotus caerulans* in anderen Landschaften auch andersartige Abschätzungen für Mindestflächen von 200 m² (MERKEL 1980: Franken) bis zu 40.000 m² (HORN 1980: Oberrhein) genannt.

(4) Erstellung und Test eines Habitatmodells auf feinster Raumebene (1m²-Stellen)

Aus dem Regressionsmodell kann für die feinste aussagerelevante Raumebene der 1 m²-Stellen nun an jeder beliebigen weiteren Stelle über die Ausprägungen der drei Stellvertreter-Variablen direkt die Vorkommenschance und Habitateignung ermittelt werden. Als Randbedingung für die Gültigkeit des Modelles soll die oben abgeleitete Mindestfläche von 3000 m² mindestgeeigneten Habitates und ein pH-Wert des Bodens > 5 beigeordnet werden, unterhalb derer die Habitateignung gleich „0" gesetzt wird.

(5) Erstellung eines Gebietseignungsmodelles

Die Kalibrierung eines Gebietseignungsmodelles erfolgt nach der in Abbildung 13 (Kapitel 3.2.7), beschriebenen Methode, das Ergebnis wird mit Abbildung 24 dargestellt. Der m1-Wert beträgt 0,6 und der s1-Wert 13. Aus den Habitateignungen gebietsrepräsentativer 1 m²-Stellen können für jedes Gebiet m- und s-Werte ermittelt werden. Diesen kann mit Abbildung 24 eine Gebietseignung für *Sphingonotus* zwischen 0 und 1 zugeordnet werden. Die Gebietseignungen sind Grundlage für die Vorranggebietsauswahl.

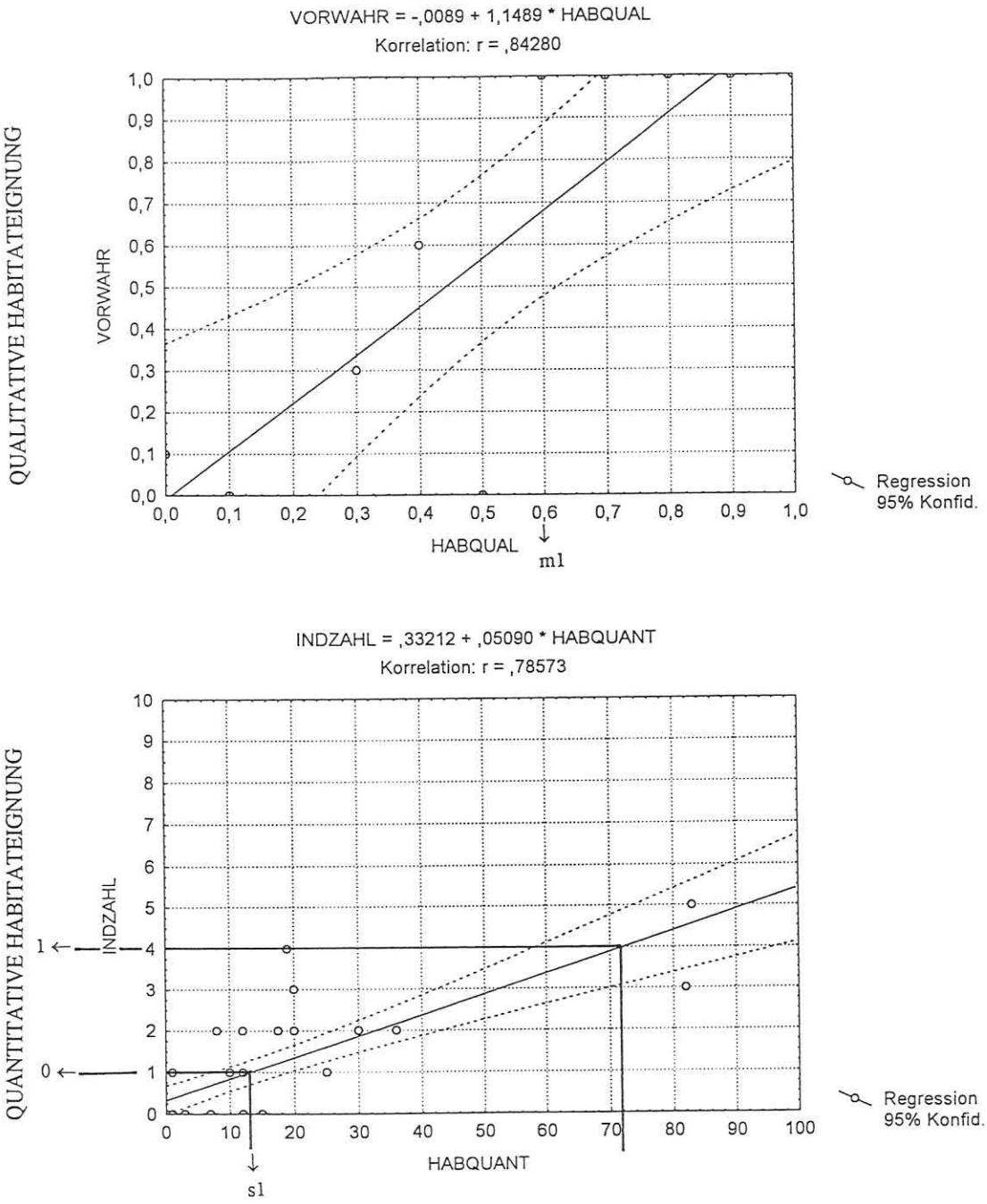


Abbildung 24: Gebietsbezogenes Habitateignungsmodell für *Sphingonotus caerulans*.

(oben) Qualitatives Modell: Kalibrierung der mittleren Habitateignung eines Gebietes (x-Achse: m-Werte, y-Achse: Vorkommenswahrscheinlichkeit = qualitative Habitateignung). Gültig, wenn die Eignungssumme im Gebiet > s1 ist.
(unten) Quantitatives Modell: Kalibrierung der Eignungssumme eines Gebietes (x-Achse: s-Werte, y-Achse: Individuenzahlen bzw. quantitative Habitateignung). Gültig, wenn die mittlere Eignung im Gebiet > m1 ist.

Stichprobenbasis sind 35 Gebiete. Der Unschärfespielraum ist gestrichelt eingezeichnet. Es bedeuten: HABQUAL = m-Werte = mittlere Habitatqualität im Gebiet, VORWAHR = Vorkommenswahrscheinlichkeit = kalibrierte Habitatqualität des Gebietes, HABQUANT = s-Werte = Habitatqualitätssumme im Gebiet, INDZAHL = Individuenzahl.

3.4.2.4 Oedipoda caerulescens - Habitatpräferenzen und Ableitung eines Habitatmodelles

(1) Univariate Präferenzen

Die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) zeigt auf **Basis der 25 m²-Flächen** eine höchst signifikante Bevorzugung der Gesamtvegetationsdeckung von ca. 11-40 %. Vegetationsarme Flächen unter 10 % Deckung werden nur zeitweise genutzt und weder signifikant bevorzugt noch gemieden. Bis zu einem Deckungsgrad von ca. 60 % werden noch häufig Individuen angetroffen. Eine signifikante Meidung wird dann erst ab einer Vegetationsdeckung > 60 % belegt. Viele Individuen wurden im Gegensatz zu *Sphingonotus* aber zeitweise auch in sehr dichten Grasbeständen beobachtet (z.B. nach Fluchtreaktionen, Schutzfunktion am Abend). Teilbeschattungen durch Gehölze unter ca. 30 % werden nach den eigenen Beobachtungen oft toleriert. Die Art wurde häufig auch in gleichmäßig lückigen Rasenstadien angetroffen und eine Heterogenität der Vegetationsdeckung mit vielen vegetationsfreien Stellen wurde zwar gerne angenommen, aber nicht nachweisbar bevorzugt. Eine signifikante Bevorzugung einer bestimmten Exposition bei geneigten Flächen konnte nicht festgestellt werden; es deutet sich aber eine Bevorzugung der Südexposition an, insbesondere bei dichteren Rasenflächen. Analog zu *Sphingonotus* wurden höchst signifikant Raster ohne Spinnennetze besiedelt. Reaktionen zur Bodenart, Exposition und Alter wurden nicht festgestellt.

Auf Basis der 1 m²-Stellen wird die Präferenz zur Vegetationsdeckung klarer herausgestellt: In 5 cm-Höhe werden Gesamtdeckungsgrade von 11-40 % signifikant bevorzugt, ähnlich ist die Präferenz in 20 cm Höhe. Für die Deckung in 50 cm Höhe sind keine Präferenzen belegbar, während Beschattung durch Gehölze signifikant gemieden wird. Darin bieten grasige und krautige Pflanzentypen die bevorzugte Deckungsstruktur, während *Calamagrostis* und Gehölze gemieden werden. Alle dargestellten Präferenzen gelten für Larven und Imagines (Abbildung 25).
Signifikante Bevorzugungen auf der Raumebene ganzer Gebiete konnten nicht belegt werden.

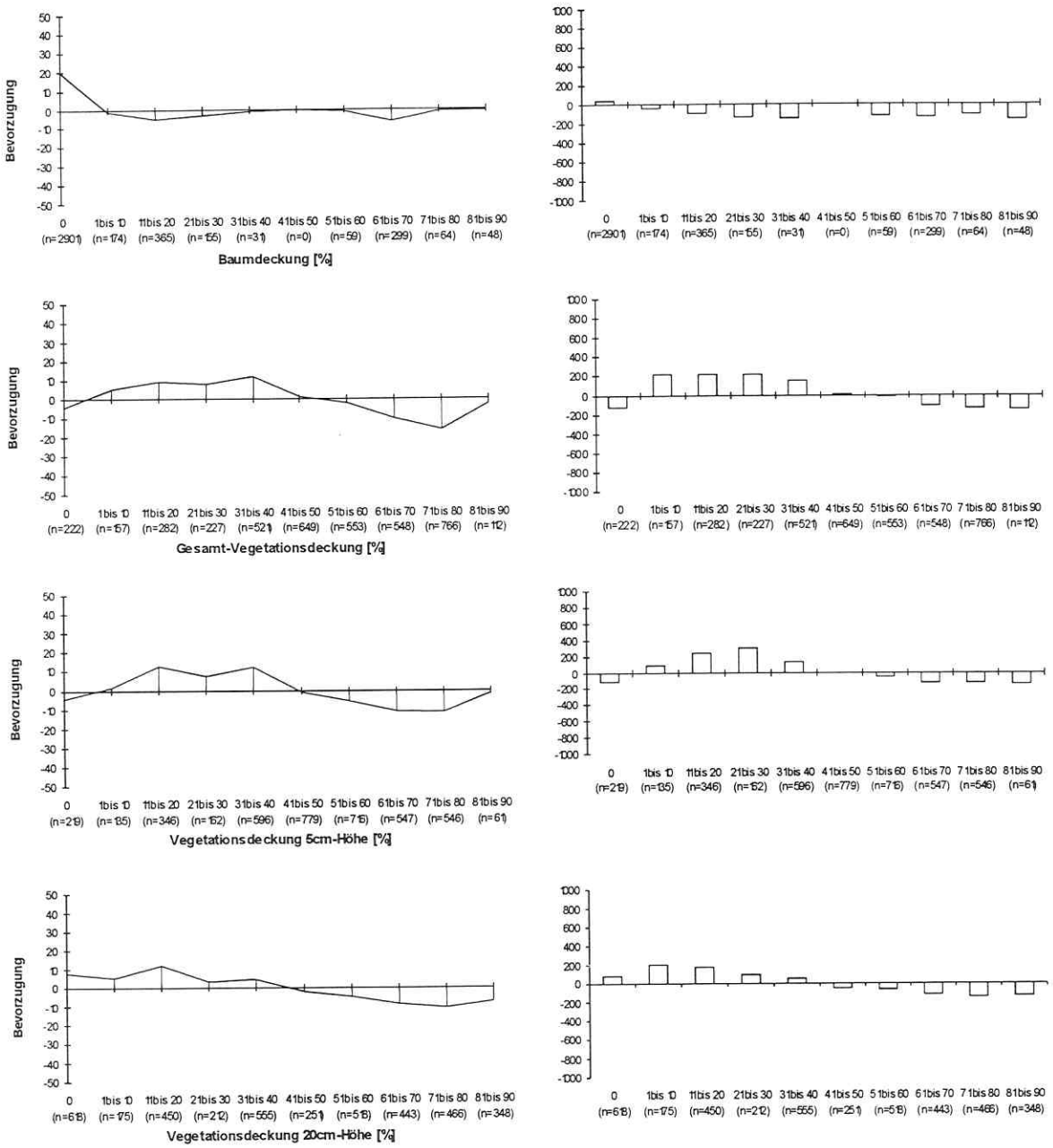
Wie auch für *Sphingonotus* stellt nach diesen Präferenzen die 1 m²-Ebene die feinste relevante Raumebene dar, der aber Habitataussagen auf 25 m²-Basis und Mindestflächen geeigneter Habitate nach multivariater Analyse und Abgleich der Mobilitäten beigeordnet werden müssen.

(2) Multivariate Ergebnisse

Die multivariate Analyse mit der **logistischen Regression** ergab unter Einschluß aller Habitatvariablen nur 82 % korrekte Klassifikationen für besetzte 1 m²-Stellen und 76 % für unbesiedelte Orte. Der fallweise Ausschluß von Variablen zeigte keine Kompensationswirkungen. Die Güte multivariater Modelle ist somit zu gering. Ein Habitatmodell muß ausschließlich über die univariaten Ergebnisse unter Einschluß der Kenntnisse zur Autökologie der Art erstellt werden (vgl. Methodenkapitel 3.2.6).

(3) Biologische Kausalitäten (Diskussion)

Oedipoda caerulescens lebt als geotope und thermophile Art in vegetationsarmen Gelände (KLEINERT 1992, KÜCHENHOFF 1994, KLAUS 1995a, WALLASCHEK 1995, APPELT 1996, BRUCKHAUS & DETZEL 1997, LANDECK & WIEDEMANN 1998). Die Habitatbindung auf vegetationsarme Bereiche wird durch den daraus folgenden Trockenheitsgrad der Standorte bestimmt, da die Art ihren Wasserverlust aktiv einschränken kann (JAKOVLEV 1959, KLEINERT 1992). Im Abgleich dieser Literaturangaben ist das präferierte Habitatspektrum in der Bergbaufolgelandschaft besonders gegenüber Exposition und Vegetationsdeckung sehr breit, welches eine Erklärung für den geringen Aussagewert des logistischen Regressionsmodelles sein kann. Ebenso wie die allerdings deutlich thermophilere *Sphingonotus caerulans* sind die gut mögliche Temperaturaufnahme großer offener Bergbaufolgelandschaften hierfür entscheidend.



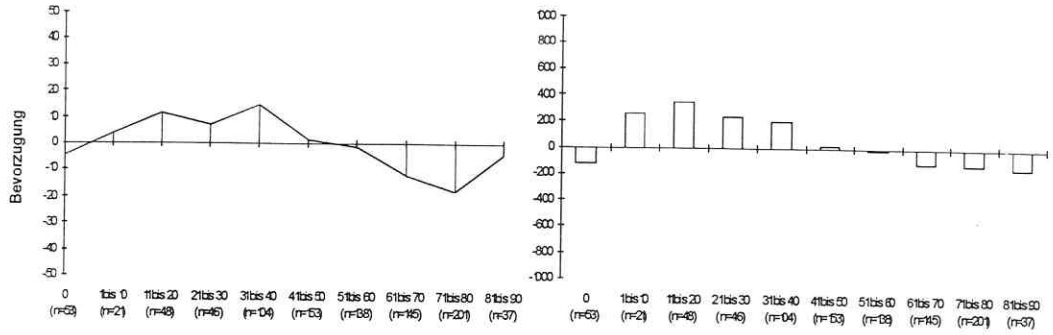
Raumebene 1 m²

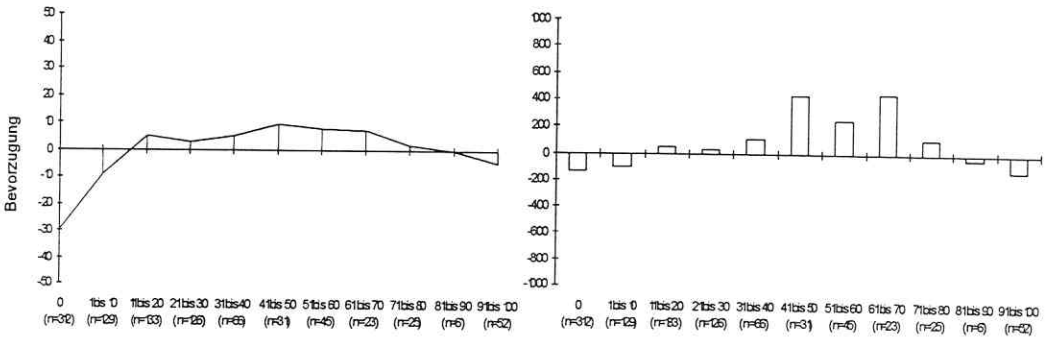
Abbildung 25: Habitatpräferenzen von *Oedipoda caerulescens* nach univariater Analyse.

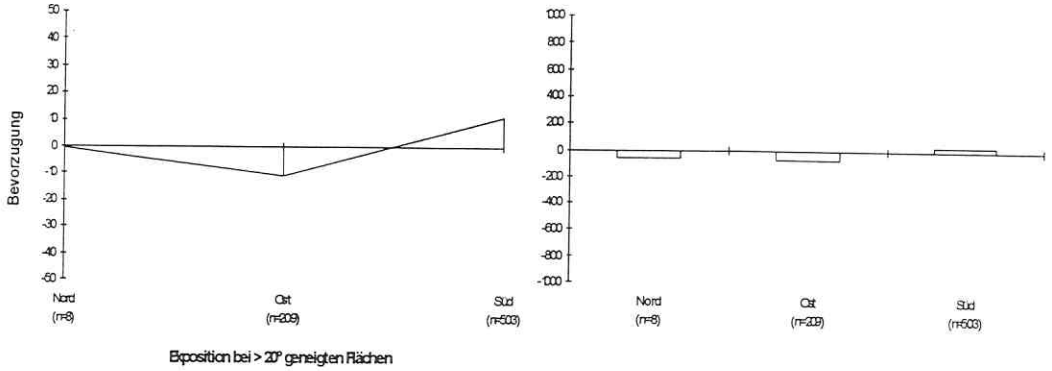
Statistische Signifikanz ist im Text erwähnt (n = 951 Rasterquadrate und 755 Individuen, 1000 Individuen an 1m²-Stellen plus 200 zufällig ausgewählte unbesetzte 1m²-Stelle, Untersuchungsjahre 1996 und 1997.

Links:
Präferenzen nach der Anzahl und Verteilung besetzter Stellen, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteten besetzten Stellen und Verteilung der Ausprägungen an allen Stellen.

rechts:
Präferenzen nach der Stetigkeit der Besetzung von Stellen getrennt für jede Ausprägung, dargestellt als Differenz in Prozentpunkten zwischen beobachteter Stetigkeit an einer Ausprägung und Stetigkeit an allen Ausprägungen

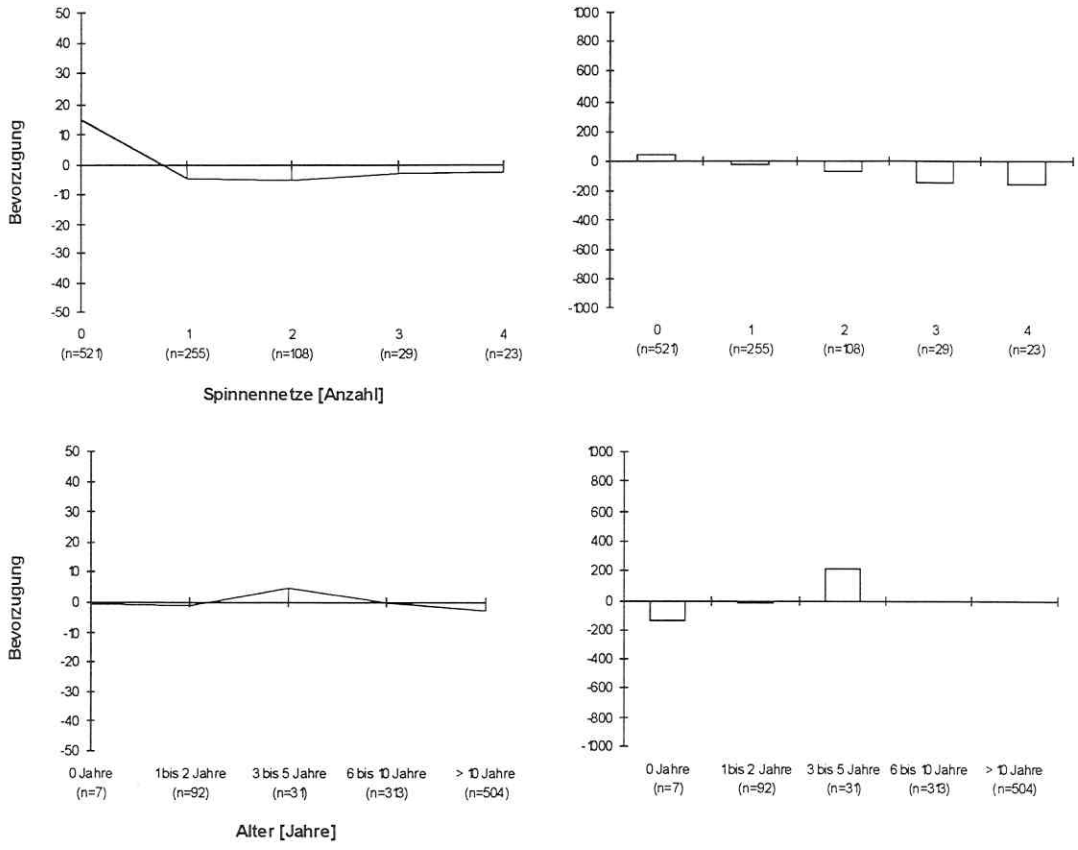






Raumebene 25 m²

Abbildung 25 (Fortsetzung).



Raumebene 25 m²

Abbildung 25 (Fortsetzung).

Auf der Suche nach den Stellvertreter-Variablen für ein taugliches Habitatmodell in der Bergbaufolgelandschaft fällt die Übereinstimmung der Angaben zu bevorzugter Vegetationsdeckung auf: Nahrungsgräser sowie Schutzlokalitäten und damit eine Mindestdeckung müssen vorkommen (WALLASCHEK 1995), hohe Gesamtdeckungen über ca. 60 % vermindern aber die erforderliche Erwärmbarkeit (im Gegensatz zu schon 40 % bei der thermophileren *Sphingonotus*-Art). Die Präferenz des breiten Deckungsspektrum zwischen 10 und 60 % wird demnach auch biologisch begründet. Im Unterschied zur Optimalpräferenz von *Sphingonotus* (10-20 %) ist angesichts einer geringeren Thermophilie und der Notwendigkeit von geschützten Ruheplätzen für *Oedipoda* das Optimum auf ca. 30-50 %-Deckung verschoben, wobei aber beide Arten entsprechend ihrer Präferenzen häufig in unterschiedlicher Dominanz gemeinsam vorkommen. Besonders die Vegetationsdeckung in 5 cm-Höhe wurde von KLEINERT (1992) als Indikator für das artspezifisch benötigte Mikroklima und Nahrung belegt. Sie zeigt auf 1 m²-Basis die deutlichsten Reaktionen und wird als Stellvertreter-Variable abgeleitet.
Vegetationsfreie Teilflächen werden gerne zeitweise besucht (MERKEL 1980, KÜCHENHOFF 1994), sie werden jedoch im Gegensatz zu den bei *Sphingonotus* erkannten Verhältnissen nicht deutlich präferiert und sind somit keine zuverlässige Stellvertreter-Variable, da Paarung und Thermoregulation auch in lückigen Rasenbeständen gut erfolgen können (HUBER 1952, LANDECK & WIEDEMANN 1998). Auch gegenüber Beschattung ist *Oedipoda* toleranter als *Sphingonotus*, so daß auch diese Variable als Stellvertreter-Variable ausfällt. Als Randbedingung gilt jedoch, daß mehr als ca. 50 % Beschattung die mögliche Temperaturaufnahme zu stark herabsetzt. Boden-pH-Werte von ca. über 5 ermöglichen eine erfolgreiche Eientwicklung (SÄNGER 1977) und sollen als weitere Randbedingung gelten.

An das räumlich und zeitlich unregelmäßige Auftreten geeigneter Habitate im Sukzessionsverlauf kann die Art sich durch ihre Mobilität anpassen, wenn auch die Anteile mittelgroßer und großer individueller Aktionsräume in einer Population geringer als bei *Sphingonotus* sind. Eine häufige „Verlagerung von Aktionsräumen" gemäß Mobilitätstyp (2) zeigt auch ZÖLLER (1995) anhand Mobilitätsuntersuchungen der zu *Oedipoda caerulescens* nah verwandten Art *Oedipoda germanica* und vermutet dafür als Ursache die Reaktion auf veränderte Teilhabitate, Paarungsverhalten, Suche nach Eiablageplätzen, klein- und mittelräumige Ausbreitungen sowie eine Strategie allmählicher natürlicher Lebensraumerweiterung.
Analog der Abschätzmethode bei *Sphingonotus* werden aus den Ergebnissen zur Mobilität ca. 2000 m² als Mindestgröße geeigneten Habitates (siehe Deckungsgrad) in der Bergbaufolgelandschaft für eine Teilpopulation abgeschätzt, wobei die Verlagerung von Aktionsräumen in die Abschätzung einbezogen wurde.
Eine Fläche von mindestens 2000 m² soll somit als weitere Randbedingung der Habitateignung einer 1 m²-Stelle beigeordnet werden. In anderen Landschaften werden für *Oedipoda caerulescens* Mindestflächen von 200 m² (MERKEL 1980: Franken), wie hier von 2000 m² (APPELT 1996: Magerrasen bei Halle) und von 4000 m² (HORN 1980: Sandmagerrasen am Oberrhein) genannt, wobei die genaue Habitatqualität und räumliche Isolation der Fläche nach APPELT (1996) und eigenen Präferenzergebnissen die erforderliche Mindestgröße mitbestimmt, so daß 2000 m² geeignete Fläche lediglich als nicht zu unterschreitender Orientierungswert aufzufassen ist.

(4) Erstellung und Test eines Habitatmodells auf feinster Raumebene (1m²-Stellen)

Für ein Habitatmodell auf 1 m²-Raumebene werden nach univariater Analyse und den diskutierten Ansprüchen folgende **Stellvertreter-Variablen** abgeleitet:

- Gesamtdeckung in 5 cm-Höhe (1 m²-Basis) als einziger und kausal wichtigster Faktor, wobei das Optimum zwischen 30-50 % liegt.
- Randbedingungen, bei deren Nichterfüllung unabhängig von der Vegetationsdeckung in 5 cm-Höhe die Habitateignung gleich „0" gesetzt wird: < 50 % Beschattung von oben (bezogen auf 25 m²), Boden-pH > 5, Mindestfläche von ca. 2000 m² prinzipiell geeigneten Habitates um die 1 m²-Stelle.

Der Stellvertreter-Variablen wird gemäß den Ergebnissen univariater Analyse und der Kausaldiskussion ein Eignungswert zugeordnet, wobei die höchste Bevorzugung auf 1 und die stärkste Meidung auf 0 normiert wird (Tabelle 21).

Ein **Test des Habitatmodells** zeigt dessen Tauglichkeit: Für jeweils 100 besiedelte und unbesiedelte Stellen, die zuvor nicht für die Modellentwicklung untersucht wurden (Gebiete: Bockwitz, Lobstädter Lachen, Witznitz), wurden 1997 die Eignungswerte ermittelt. Tatsächliche Vorkommen wurden erst einer Habitateignung von 0,6 festgestellt. Mit 93 % korrekten Klassifizierungen an unbesiedelten Stellen stellt dieses einfache Modell eine gute Abschätzung der Habitateignung und Vorkommenschance dar. Angesichts verbleibender Unschärfen muß dieses Modell künftig verbessert werden.

(5) Erstellung eines Gebietseignungsmodelles

Die Erstellung und Kalibrierung eines qualitativen und quantitativen Gebietseignungsmodelles erfolgt nach der in Abbildung 13 und Kapitel 3.2.7 dargestellten Methode. Das Ergebnis wird mit Abbildung 26 dargestellt: Der m1-Wert beträgt 0,6 und der s1-Wert 8.
Aus den Habitateignungen gebietsrepräsentativer 5 m-Uferstellen können für jedes Gebiet m- und s-Werte ermittelt werden. Diesen kann durch das Gebietseignungsmodell der Abbildung 26 jeweils ein Habitateignungswert für *Oedipoda caerulescens* zwischen 0 und 1 zugeordnet werden. Die Gebietseignungen stellen Grundlage und Ausschlußbedingung für die Vorranggebietsauswahl dar.

Tabelle 21: Normierung von Habitateignungswerten für *Oedipoda caerulescens* an 1m²-Stellen.

Habitatvariable	Ausprägung	Eignungswert
Vegetationsdeckung 5 cm Höhe [%]	0	0
	1 -10	0,4
	11 – 20	0,8
	21 – 30	1
	31 –40	1
	41 – 50	1
	51 – 60	0,8
	61 – 70	0,4
	> 70	0
Randbedingungen bei deren Nichterfüllung soll die Habitateignung gleich „0" sein.	• Boden-pH > 5, und • Mindestfläche um die 1m²-Stelle: 2000 m² mit ca. 10 – 70 % Deckung, und • Beschattung von oben < 50 %	

3.4.3 Diskussion: Methodische Grenzen zur Weiterverwendung der Habitatmodelle

Für methodische Grenzen und Weiterverwendung der Habitatmodelle gelten die gleichen grundsätzlichen Einschränkungen, wie sie bereits bei Amphibien (Kapitel 3.3.3) diskutiert wurden. Ergänzend dazu sind für Heuschrecken folgende Spezifizierungen relevant:

- Die erstellten Habitatmodelle gelten für den **Gesamtlebensraum** der Arten. Mögliche Bevorzugungen zu weitere Variablen wie „Distanz zwischen geeigneten Habitaten" (z.B. APPELT 1996) oder „Bodenarten" (z.B. SANDER 1995) konnten in der regionalen Bergbaufolgelandschaft nicht untersucht oder belegt werden. Die Habitatmodelle sollen jedoch in späteren Jahren überprüft und ggf. erweitert werden.

- **Berücksichtigung des Reproduktionserfolges:** Hier konnte ein Nachweis mehrjähriger Reproduktion nicht durchgeführt werden. Doch wurden anhand der Larvenpräferenzen, die mit Imaginalpräferenzen übereinstimmten und daher nicht gesondert behandelt wurden, vorherige ein- bis zweijähriger Reproduktionserfolge automatisch einbezogen. Die erstellten Habitatmodelle können demnach als grobe Extrapolation reproduktionsgeeigneter Habitate gelten (vgl. HELMS 1997). Eine Auskunft über die Höhe des Reproduktionserfolges mit Einflüssen der Nahrungsversorgung, Prädation oder Konkurrenz auf Ei- und Larvalentwicklung bleiben künftigen Verfeinerungen vorbehalten.

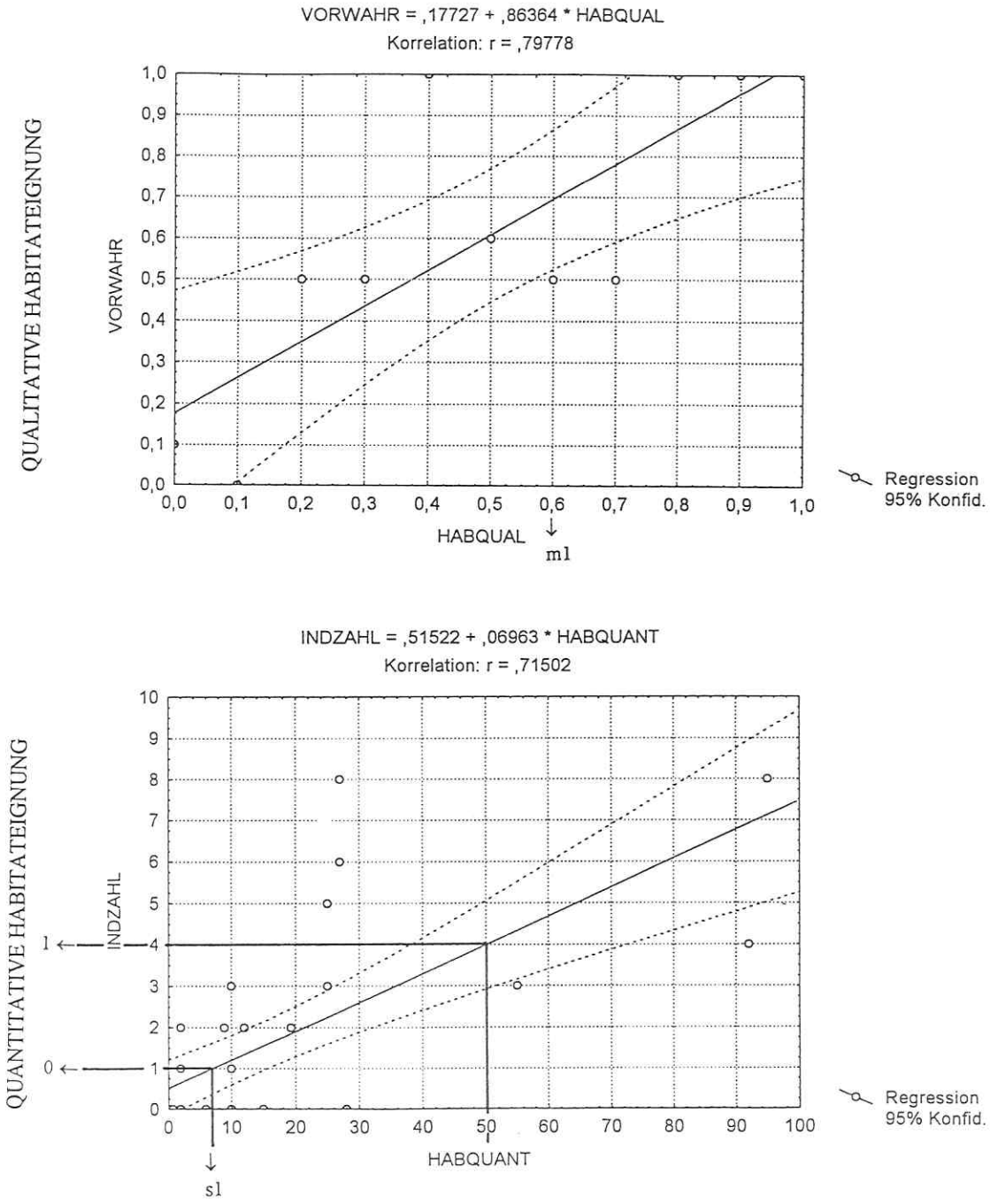


Abbildung 26: Gebietsbezogenes Habitateignungsmodell für *Oedipoda caerulescens*.

(oben) Qualitatives Modell: Kalibrierung der mittleren Habitateignung eines Gebietes (x-Achse: m-Werte, y-Achse: Vorkommenswahrscheinlichkeit = qualitative Habitateignung). Gültig, wenn die Eignungssumme im Gebiet > s1 ist.
(unten) Quantitatives Modell: Kalibrierung der Eignungssumme eines Gebietes (x-Achse: s-Werte, y-Achse: Individuenzahlen bzw. quantitative Habitateignung). Gültig, wenn die mittlere Eignung im Gebiet > m1 ist.

Stichprobenbasis sind 35 Gebiete. Der Unschärfespielraum ist gestrichelt eingezeichnet. Es bedeuten: HABQUAL = m-Werte = mittlere Habitatqualität im Gebiet, VORWAHR = Vorkommenswahrscheinlichkeit = kalibrierte Habitatqualität des Gebietes, HABQUANT = s-Werte = Habitatqualitätssumme im Gebiet, INDZAHL = Individuenzahl.

3.5 Übersicht zur Habitatpräferenz aller 31 Zielarten

Neben den vorausgegangenen Detailuntersuchungen und Ableitung von Habitatmodellen an „Modellzielarten" müssen Habitatpräferenzen für alle Zielarten zusammengestellt werden, so daß für alle Zielarten die Anwesenheit und Flächengröße des Habitates bei der Vorrangflächenauswahl als Information zur indirekten Bewertung berücksichtigt werden kann. Dieses soll angesichts des Aufwandes von Detailanalysen auf einem planungsüblichen Übersichtsniveau erfolge, mit dem eine weitere Informationstiefe modellhaft in die Vorranggebietsauswahl einbezogen wird.

Zur Zusammenstellung der Habitatansprüche auf einem grobem Niveau werden Literaturanalysen herangezogen und mit eigenen Beobachtungen während der Geländearbeiten (1995-98) in der regionalen Bergbaufolgelandschaft abgeglichen. Daraus ergibt sich eine deskriptive Darstellung der derzeit bekannten Ansprüche aller Zielarten, abgebildet durch gut kartierbare Ausprägungen bestimmter Habitatfaktoren (Tabelle im Anhang Habitatpräferenzen).

Aus diesen Übersichtsangaben läßt sich generell schnell, aber mit Unschärfen eine Habitateignung abschätzen und sie können als „extrem vereinfachtes Habitatmodell" angesehen werden. Nach diesen kann eine Eignung nicht weiter skaliert werden und es wird nur die nominale Eignung bzw. Nichteignung dargestellt. Die Unschärfen werden durch einen Test illustriert, in dem je nach „Modellzielart" nur zwischen 50-80 % der nach Übersichtsangaben geeigneten Gebieten (n = 30 Gebiete) auch nach den Detailuntersuchungen und Realitäten korrekt als besiedelt bzw. geeignet (> Habitateignung 0,6) klassifiziert wurden. Die entwickelten Habitatmodelle besitzen dagegen definitionsgemäß (Methodenkapitel 3.2) eine Klassifizierungsrichtigkeit von mindestens 85 % und ermöglichen zudem für die Planungspraxis vorteilhafte Skalierungsstufen.

Solche Übersichtsangaben sollen daher nur zur Schnell- und Erstabschätzung verwendet werden. Erst mit skalierten Habitatmodellen aus Detailuntersuchungen wird eine genaue Ansprache ermöglicht. Mangels auf Detailkenntnissen aufbauender Habitatmodelle werden in der gegenwärtigen Planungspraxis jedoch häufig nur solche Übersichtsangaben als bestenfalls einzige verfügbare Angabe für eine Habitatbewertung einbezogen.

4 Methoden der Gebietsauswahl für einzelne Teilziele

4.1 Testspektrum an Gebieten und Erfassung aller Attribute

(1) Testspektrum an Gebieten

Grundlage jeder Gebietsauswahl ist eine Grundmenge von abgrenzbaren Räumen (Objekte) mit vergleichbarer Datenbasis. Die in Kapitel 1.6.5 ermittelten 127 möglichen Naturschutzflächen der Modellregion weisen jedoch eine ungleiche Datenlage auf. Daher werden für Methodentests und Methodenweiterentwicklungen aus dieser Grundmenge möglichst viele Gebiete ausgewählt, für die innerhalb der vorliegenden Arbeit eine gleiche Datenlage mit größter Informationstiefe (quantitative Angaben zu Population und Habitat) erreichbar ist. So wurden 26 Gebiete ausgesucht, die alle Bereiche des regionalen Ausprägungsspektrums abbilden und damit repräsentativ für die Bergbaufolgelandschaft sind. Sie stellen das Testspektrum dar, an denen „ad hoc"-Auswahl, Algorithmen und Rangfolgen getestet werden sollen (Karte 3 im Kartenteil).

(2) Gleichmäßige Erhebung der Attribute im Testspektrum

In allen 26 Gebieten des Testspektrums wurden gleiche Informationsebenen durch folgende Erhebungen erreicht (Datenmatrizen im Anhang G1 bis G5, Übersicht von Kenngrößen in Tabelle 22):

- Zielarten wurden für die direkte Bewertung in den Jahren 1995 bis 1997 jeweils zum Zeitpunkt ihres Aktivitätsmaximum bezüglich ihrer nominalen Anwesenheit erfaßt. Anwesenheit in einer der drei Beobachtungsjahre wurde als generelle Anwesenheit angesehen. Zusätzlich wurden Individuenhäufigkeiten der Zielarten im Jahr 1997 erfaßt: Wirbellose Zielarten wurden auf Transekten zu ihrem Aktivitätsmaximum in Größenklassen geschätzt (1 = Einzelfund, 2 = 2-10 Individuen, weiter in 10er-Intervallen). Bei Heuschrecken beziehen sich diese Angaben auf Imagines, bei Libellen auf Exuvien und frisch geschlüpfte Imagines, bei Ameisenlöwen auf Trichteranzahlen (entspricht Larvenanzahlen), bei Tagfaltern auf fliegende Imagines, sowie bei Laufkäfern auf Individuen aus allen Bodenfallen im Gebiet. Anurenarten wurden mit der Anzahl maximal gleichzeitig rufender Männchen erfaßt, wobei Mengen größer als 10 Tiere in 10er-Ordinalklassen geschätzt wurden. Brutvögel wurden in ihrer maximalen Revierzahl zwischen 1995-98 erfaßt, wobei jedoch keine Tageskarten angefertigt wurden und die genaue Lage der Reviere irrelevant war (BIBBY ET AL. 1996). Neben eigenen Erhebungen wurden für Brutvögel unveröffentlichte Revierzahlangaben von H. KRUG und A. BELLMANN, sowie unveröffentlichte Angaben von D. KLAUS für Vorkommen von Libellen und Heuschrecken einbezogen. Publizierte Vorkommensangaben zu den Untersuchungsjahren wurden ergänzend berücksichtigt, wenn sie zusätzliche Informationen enthielten (Anhang Regionale Bibliographie).

- Die Fläche [ha] der Zielbiotope und der Standortausprägungen für Prozeßschutz wurde 1997 und 1998 in allen 26 Gebieten kartiert (Zeitstandard ca. 1 Stunde je 10 ha). Die Abschätzung der Fläche erfolgte unter Abgleich von Luftbildern. Hier muß mit einer Unschärfe von bis zu 10 % der Biotopfläche gerechnet werden.

- Die Zielarthabitate (indirekte Bewertung für Zielartenschutz) wurden analog den Zielbiotopen 1996 in ihrer Größe [ha] abgeschätzt, wobei nur komplettes Vorhandensein der Schlüsselfaktoren ohne Berücksichtigung der genauen Qualität gewertet wurde (Anhang Habitatpräferenzen). Nur für die „Modellzielarten" konnte mit den Habitatmodellen die genaue Habitateignung ermittelt werden.

Tabelle 22: Kenngrößen der Gebiete des Testspektrums.

ZA = Zielartenzahl (n = 31), ZAH = Zielarthabitate (n = 30), BT = Zielbiotope (n = 30), PR = Prozeßschutz-Attribute (n = 38), Flächen in ha.

G-Nr.	Bezeichnung	Tagebaubereich	Größe [ha]	ZA	ZAH	Fläche	BT	Fläche	PR
9	NSG Kulkwitzer Lachen	Kulkwitz	25	11	14	121	9	27	10
13	Stöhnaer Becken	Espenhain	236	13	16	228	4	30	14
15	Restloch Aufschlußgraben Werben-Sittel	Profen	30	5	20	69	7	17	24
16	Restloch Werben	Profen	89	24	18	35	12	65	24
17	Quarzitkippe Nord	Profen	10	12	13	45	10	31	20
18	AFB-Kippe Profen Nord	Profen	30	15	20	99	11	68	24
22	Restloch 13-Komplex	Zwenkau	80	4	16	60	10	54	28
26	Landschaftssee Großstolpen	Schleenhain	35	5	12	55	5	29	20
29	Bruchteiche und Park Neukieritzsch	Witznitz	10	6	6	12	5	8	12
32	Lobstädter Lachen	Altbergbau Borna	15	10	13	67	12	24	12
36	Bruchwald Borna	Altbergbau Borna	32	7	7	24	10	41	18
37	Restloch Kahnsdorf	Witznitz	212	15	17	78	10	56	25
38	Halde Trages	Espenhain	311	15	24	150	17	150	30
39	Lerchenberg Borna	Altbergbau Borna	47	3	4	6	2	36	10
40	ehem. Ortslage Bockwitz	Bockwitz/Borna-Ost	18	4	9	27	1	15	9
41	Bockwitzkomplex	Bockwitz/Borna-Ost	556	27	30	416	23	327	30
51	Thränaer Lachen	Altbergbau Borna	30	16	17	113	10	41	13
52	Erosionsrinne Speicher Borna	Altbergbau Borna	37	10	8	10	7	26	17
81	Feuchtbiotop AFB-Kippe Profen-Nord	Profen	1	6	12	14	2	2	7
104	Kippenwald Restloch 13	Zwenkau	32	1	4	27	2	26	12
120	Restloch Zechau	Zechau	210	20	25	114	11	52	19
121	Tonhalde Haselbach	Haselbach	10	8	9	14	9	38	13
122	Revierpark Profen	Profen	20	10	16	99	6	20	21
123	Restloch Domsen	Profen	60	16	26	170	15	32	21
124	AFB-Kippe / Quartzitkippe	Profen	30	0	9	63	0	0	0
125	Witznitz-Nordkante	Witznitz	20	6	15	22	10	19	15
	Mittelwert		**84**	**10**	**15**	**82**	**8**	**47**	**17**
	Summe		**2186**			**2138**		**1234**	

4.2 "Ad hoc"-Auswahl

Für spätere Vergleiche mit den Ergebnissen anderer Auswahlmethoden anhand der Referenzbegriffe aus Kapitel 1.4 werden auf Basis des Testspektrums der Gebiete drei Formen einer „ad hoc"-Vorranggebietsauswahl dargestellt.

(1) Politische Auswahl: Geringe Widerstände und aktuelle Planungen

Nach politischen Entscheidungen und meist ohne nachvollziehbare naturschutzfachliche Bewertungen (Ausnahme: Naturschutzgebiet Zechau) sind derzeit 20 der 26 Gebiete in den Sanierungsrahmenplänen bzw. durch erfolgte Schutzgebietsausweisung als Vorranggebiete vorgeschlagen bzw. gesichert (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1998).

(2) „Regionales Expertenwissen" - subjektiv geprägte Bewertungen

Während die politische „ad hoc"-Auswahl von Vorrangflächen durch Sanierungsträger und Planungsbehörden erfolgte, wurde vergleichend um „Expertenwissen" der langjährig ehrenamtlichen regionalen Akteure nachgefragt. Danach wurde von sieben Personen eine Gebietsauswahl erstellt (ÖKOLOGISCHE STATION BORNA-BIRKENHAIN 1996, mündliche Mitteilungen und unveröffentlichter

Kartenentwurf) und im Zuge vorliegender Arbeit nach den zugrundegelegten Auswahlkriterien nachgefragt.
Danach wurden 23 der 26 Gebiete des Testspektrums in unterschiedlicher Stärke als Vorranggebiete selektiert. Nur die Tonhalde Haselbach (G121), der Revierpark Profen (G122) und Witznitz-Nordkante (G125) wurden als nicht prioritär, aber bei Nachfrage dennoch als grundsätzlich erhaltenswert eingestuft. Damit fehlt eine nachvollziehbare Differenzierung in der Bedeutung einzelner Flächen und die Effizienz der Auswahlergebnisse ist mangelhaft.

Die Auswahl wurde durch eine unterschiedlich intensive Kenntnis der verschiedenen Gebiete geprägt: Den Akteuren persönlich bekannte Gebiete, meist in der Umgebung ihrer Wohn- und Dienstorte, wurden zuerst als „wertvoll" benannt. Weiterhin standen artenschutzfachliche Überlegungen, vor allem die Zahl vorkommender Rote Liste-Arten in den teiluntersuchten „Lieblingstiergruppen" einzelner Personen im Vordergrund. Hierarchische Stellungen, fachliche Erfahrung und persönliches Ansehen einzelner Personen hatte zur Folge, daß eine Bewertung und Prioriätensetzung zu den Gebieten ohne Generaldiskussion stattfand. Weiterhin wurden strategische Überlegungen angeführt, derzeit ungefährdete Gebiete nicht zu priorisieren. Letztlich änderte sich in nicht nachvollziehbarer Weise die fachliche Gewichtung der Gebiete innerhalb weniger Wochen, mitverursacht durch Sanierungsentscheidungen der Bergbaubetriebe. Dies sind typische Phänomen einer „ad hoc"-Auswahl (vgl. MARGULES 1994, PRESSEY 1994, BIBBY 1998).

(3) Zufallsauswahl

Als weitere Vergleichsmenge wurde eine reine Zufallsauswahl für verschiedene Repräsentanzziele durchgeführt. Dazu wurde ein Zufallsgenerator programmiert (DURKA 1998, unveröffentlicht), der in gewünschter Stichprobenzahl für unterschiedliche Repräsentanzziele Gebiete auswählt:
So werden z.B. bei zehn Stichproben je Repräsentanzziel sehr verschiedenartige Ergebnisse erzielt. Der Zufallsauswahl als eine extreme „ad hoc"-Form ist per se eine große Flexibilität eigen. Bei den meisten Gebietslösungen werden sehr viele Gebiete selektiert, die Zufallsauswahl ist damit ineffizient. Nur bei wenigen Ergebnissen wurden effiziente Gebietskonfigurationen zufällig gewählt. Mit zunehmender Stichprobenzahl der Zufallsauswahl werden zudem fast alle Gebiete gleichmäßig im Selektionsergebnis berücksichtigt. Fachlich prioritäre und höchstwertige Gebiete können nicht erkannt werden. Nur aufgrund der regionalen Einmaligkeit von Attributen werden für vorgegebene Repräsentanzziele die dafür unersetzbaren Gebiete zwangsläufig immer selektiert (Tabelle 23).

Es ist ein Anspruch an die weiteren Auswahlmethoden, effizienter, expliziter und flexibler als diese „ad hoc"-Verfahren die Zielerfüllung zu gewährleisten.

4.3 Iterative Auswahlalgorithmen: Methodentests und Modifikationen

4.3.1 Begründung von Regeln als wertende Einzelelemente der Algorithmen

Es müssen gemäß der methodischen Grundzüge der Algorithmenmethode (Kapitel 1.3.4) zunächst Regeln erstellt und dann zu naturschutzfachlich sinnvollen Algorithmen kombiniert werden. Die folgende Durchführung dient als Fallbeispiel, das auf die regionale Bergbaufolgelandschaft bezogen ist und genau hierfür fachlich sinnvolle Regeln und Algorithmen herausarbeitet, einsetzt und diskutiert. Anknüpfend werden regionsunabhängige Prinzipien einbezogen und übertragbare Methodenvergleiche mit Folgerungen für die optimale Vorranggebietsauswahl angeknüpft.

Tabelle 23: Selektionsergebnisse einer Zufallsauswahl für unterschiedliche Repräsentanzziele.

Repräsentanzziele: Mindestens 1-, 2- und 3-faches Auftreten der Zielarten.

a.) Effizienz der einzelnen Auswahlregeln,
b.) Selektionshäufigkeit einzelner Gebiete bei verschiedenen Stichproben (n = 10). Hellgrau unterlegt sind Gebiete, die für das jeweilige Repräsentationsziel mehr als bei 1/3 aller Regeln selektiert werden. Dunkelgrau unterlegt sind Gebiete, die bei mehr als 2/3 aller Regeln selektiert werden.

a.)

Zufalls-Auswahl, 10 Versuche	**Anzahl Gebiete**			**Fläche [ha]**		
	Repräsentanzziel			Repräsentanzziel		
	1	**2**	**3**	**1**	**2**	**3**
1	21	18	24	1520	1773	2096
2	21	23	21	1860	2059	1693
3	22	24	23	1833	1890	1867
4	17	26	20	1873	2186	2028
5	18	26	22	1661	2186	1888
6	10	25	20	1431	2126	1956
7	16	22	23	658	2007	2098
8	21	21	25	1825	1868	2126
9	22	24	20	1585	2116	1803
10	10	23	26	1274	2106	2186

b.)

		Repräsentanzziel 1		**Repräsentanzziel 3**	
Gebiet	Größe [ha]	Selektionshäufigkeit	[%]	Selektionshäufigkeit	[%]
G9	25	6	60	9	90
G13	236	7	70	8	80
G15	30	6	60	7	70
G16	89	5	50	9	90
G17	10	5	50	5	50
G18	30	7	70	9	90
G22	80	5	50	7	70
G26	35	8	80	6	60
G29	10	7	70	8	80
G32	15	8	80	8	80
G36	32	7	70	8	80
G37	212	6	60	7	70
G38	311	10	100	9	90
G39	47	8	80	8	80
G40	18	8	80	7	70
G41	556	7	70	9	90
G51	30	10	100	9	90
G52	37	6	60	9	90
G81	1	9	90	7	70
G104	32	7	70	8	80
G122	20	8	80	7	70
G124	30	7	70	9	90
G125	20	6	60	9	90
G120	210	7	70	7	70
G121	10	5	50	8	80
G123	60	3	30	3	30

Die Begründung der einzelnen Regeln ist ein bewertender naturschutzfachlicher Schritt, der einer Ableitung wertbestimmender Kriterien in der Einzelgebietsbewertung entspricht. Wie in den Grundzügen für iterative Auswahlmethoden angeführt, sind verschiedene Regeltypen sinnvoll möglich und als Einzelelemente von Algorithmen zu definieren. Daher werden nach Literaturauswertung und eigenen Begründungen und Erweiterungen einzelne Regeln herausgearbeitet, die für die jeweiligen Naturschutzziele in Mitteleuropa allgemein und speziell für die Modellregion sinnvoll sind und mit ihrer Wirkung getestet werden sollen.

Es bestehen bereits mehrere Haupttypen für Auswahlregeln: Vielfalts-Algorithmen beginnen mit dem Gebiet, das die größte Zahl von Attributen (z.B. Zielarten) enthält und fügen danach Gebiete hinzu, welche die meisten noch nicht repräsentierten Attribute enthalten (z.B. KIRKPATRICK 1983). Seltenheits-Algorithmen beginnen mit regional einmaligen oder seltensten Attributen und fügen Gebiete hinzu, welche die seltensten der noch nicht repräsentierten Attribute enthalten (z.B. MARGULES ET AL. 1988). Weitere verbreitete Differenzierungsregeln sind Flächengröße, sowie die Differenzierung nach „maximaler" und „mittlerer Seltenheit" (PRESSEY & NICHOLLS 1989a, b). Die häufigsten im internationalen Bereich angewandten Wertmaßstäbe, zu denen Regeln gebildet wurden, sind in Tabelle 24 aufgelistet. Die folgenden Punkte geben eine Übersicht über die mögliche Regelvielfalt innerhalb einzelner Bewertungsmaßstäbe:

- Auswahlregel **nach seltensten Attributen**: Seltenheit ist dabei durch die Häufigkeit des Auftretens eines Attributes im gesamten Datenbestand definiert (HENRY & DISNEY 1994, MARGULES 1994, MARGULES ET AL. 1988, 1994a, FREITAG ET AL. 1996). Es gibt mehrere Möglichkeiten der Definition von Seltenheit (FREITAG ET AL. 1997): nach relativem Endemismus, taxonomischer Verschiedenheit, regionaler Häufigkeit, Berücksichtigung des Gefährdungsgrades.
- Auswahlregel nach **den meisten Attributen**: Attributvielfalt (z.B. REBELO & SIEGFRIED 1992), Vielfalt aber auch nach den meisten unterschiedlichen Tiergruppen („taxonomically rich sites", z.B. VANE-WRIGHT ET AL. 1994).
- Bei großräumigen Verhältnissen außerhalb Mitteleuropas: Regionen mit den meisten Endemiten (z.B. REBELO & SIEGFRIED 1992, SAETERSDAL ET AL. 1993), übertragen auf unsere Region bedeutet dies „Gebiete" mit in der Region einzigartigen Attributen.

Tabelle 24: Häufigkeit der Benutzung verschiedener Wertmaßstäbe für die Auswahl von Gebietssystemen.

Basis sind 60 Anwendungsnennungen aus 42 im Literaturverzeichnis mit * gekennzeichneten Arbeiten im internationalen Bereich zwischen 1983 und 1998. Einige Arbeiten dieser Querschnittsauswahl stellen Übersichtsliteratur dar, die selbst mehrere Anwendungsbeispiele nennen und analysieren. Doppelstriche zwischen den Tabellenzeilen zeigen Häufigkeitssprünge an.

Wertmaßstab / Kriterium	Häufigkeit (n = 60 Arbeiten)
Seltenheit und Einmaligkeit von Attributen	48
Vielfalt: Anzahl von Attributen	45
Größe von Gebieten oder Attributen	40
Repräsentativität: (Regions)typische Attribute	20
Naturnähe	19
Empfindlichkeit von Gebieten oder Attributen	17
Gefährdung von Gebieten und Attributen	15
Form von Gebieten, Grenzlinienffekte	5
Soziologische Kriterien: Erziehung, Erlebnis, Nutzbarkeit	4
Produktivität	3

Aus Tabelle 24 wird deutlich, daß wichtige Wertmaßstäbe wie „Seltenheit" und „Vielfalt" fast immer herangezogen werden. Daneben gibt es Maßstäbe, die sich nur für bestimmte Aufgabenstellungen eignen (z.B. „Produktivität" eines Gebietes). „Natürlichkeit" oder „Naturnähe" von Gebieten ist in Mitteleuropa generell ein problematischer Wertmaßstab und fällt für Bergbaufolgelandschaften zunächst aus. Gleichwohl sind hier neue naturnahe Entwicklungen zu fördern, die über Prozeßschutz verfolgt werden. Unterrepräsentiert sind soziologische Kriterien und diese müssen gemäß Kapitel 2.5 für verbesserte Akzeptanz zukünftig stärker einbezogen werden.
Speziell in Mitteleuropa werden Naturschutzgebiete bislang vorrangig nach 1. Gefährdung, 2. Seltenheit der Schutzgüter und schließlich nach 3. geringsten Widerständen ausgewiesen (HAARMANN & PRETSCHER 1993). Diese Kriterien sind generell wichtig, doch fällt ein Mangel in der Berücksichtigung der Repräsentativität auf (vgl. z.B. ERZ 1994, HORLITZ 1994).

Zur Prüfung und Weiterentwicklung der Algorithmenmethode zur Vorranggebietsauswahl in Bergbaufolgelandschaften werden nun alle bekannten Regeln zusammengestellt und zusätzliche sinnvolle Regeln begründet und definiert. Der jeweils zugrundeliegende Bewertungsansatz wird in den nachfolgenden Herleitungen aufgeführt.
Alle resultierenden Regeln sind in Tabelle 25 zusammengestellt: Bei bereits etablierten Regeln werden die erstanwendenden Autoren zitiert, Regeln ohne Zitate stellen eigene Überlegungen dar. Eine Abschätzung der Sinnhaftigkeit jeder Regel für die in dieser Arbeit bearbeiteten Teilziele von Naturschutz und die mögliche Positionierung in Algorithmen ist in der Übersicht den einzelnen Regeln beigeordnet (Erklärung im Text). Die besonders komplex erscheinenden Regeln R1, R4, R12, R14 bis R16 werden im Methodenanhang „Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen" ausgeführt.

Regelanweisungen zum Wertmaßstab „Seltenheit":
Seltenheit ist ein im Naturschutz allgemein anerkannter Wertmaßstab: Seltene Naturgüter sind besonders zu schützen (Übersicht: ERZ 1994, HENRY & DISNEY 1994, MARGULES 1994). Attribute, die in der Bezugsregion selten sind, sind demnach vorrangig in ein Gebietssystem einzubeziehen. Seltenheit kann durch Regelanweisungen abgebildet werden, welche die Anzahl (= Frequenz) der Attribute oder die Quantität (Fläche) bezogen auf die Quantität (Gesamtfläche) aller Gebiete zugrunde legen. Unterschieden werden dann jeweils „maximale Seltenheit", „durchschnittliche Seltenheit" und „Gebietssumme der maximalen Seltenheiten", wobei letzteres die Attributzahl (Vielfalt) mit abbildet (Tabelle 25).
Bei allen Seltenheitsregeln werden die Gebiete mit der größten maximalen oder durchschnittlichen Seltenheit ausgewählt, wobei bei Auswahl nach durchschnittlicher Seltenheit die Attributvielfalt durch Mittelwertbildung nivelliert und nicht mit abgebildet wird. Jede Seltenheitsregel hat für einzelne Anwendungsfragen eigene Vor- und Nachteile, die nur einzelfallbezogen diskutiert werden können (Methodentests).
Ein Sonderfall für Seltenheit liegt vor, wenn Attribute nur in einem Gebiet vorkommen (Einmaligkeit) oder wenn Attribute insgesamt in der Region mit ihrer Frequenz unterhalb des Repräsentanzzieles liegen. Dann werden mit einer Regelanweisung (R2, Tabelle 25) zunächst diejenigen Gebiete gesichert, die solche Attribute beinhalten.
Bei gleich seltenen Gebieten müssen im Algorithmus weitere Regeln zur Differenzierung folgen. Soll das Seltenheitsprinzip im Algorithmus weiterverfolgt werden, kann mit jeweils gleicher Berechnungsprozedur das zweitseltenste Gebiet herausgefiltert werden (Regel R3).

Tabelle 25: Regelanweisungen als Einzelelemente iterativer Auswahlalgorithmen der Gebietsauswahl.

Nach Literaturauswertung mit eigenen Erweiterungen, Erläuterungen im Text.

Die grau unterlegten Regeln können nur bei Mengen-Angaben der Attributvorkommen durchgeführt werden.
Die besonders abstrakten Regeln R 1 bis R10, R 12, R13 und R 14 sind in Anhang beispielhaft illustriert.

Attribut = konkretes Schutzgut:
für Teilziel Artenschutz (ZA): Zielart-Vorkommen, Zielarthabitat
für Teilziel Biotopschutz (BT): Zielbiotoptyp,
für Teilziel Prozeßschutz (PR): Standortausprägung

Einschätzung der Regelsinnhaftigkeit
- \- nicht im Algorithmus vertretbar
- 0 indifferent, fallspezifisch positiv oder negativ
- \+ geeignet oder wichtig
- ++ in jedem Fall im Algorithmus einzubeziehen

Mögliche Positionierung der Regel im Algorithmus:
nur Diff = Regel, die frühestens an der zweiten Position steht und zur Differenzierung beiträgt

	Regelbezeichnung	Regeldefinition (Berechnung)	Auswahl-folge	Wert-maßstab	Bezugsautoren (Erstautoren)	Nur Diff	Sinnvoll für Ziel: ZA	BT	PR
R 1	Maximale Seltenheit (Frequenz)	Berechnung für jedes Attribut in jedem Gebiet: max. Seltenheit = 100 x Vorkommen im Gebiet (0/1) / Anzahl des Attributes im Datensatz	Gebiet mit seltenstem Attribut	Seltenheit	MARGULES ET AL. (1988, 1994), NICHOLLS & MARGULES (1993), WOINARSKI ET AL. (1996), PRESSEY ET AL. (1997), PRESSEY & NICHOLLS (1989), MARGULES ET AL. (1988), FREITAG ET AL. (1996)		+	+	+
R2	Attribute, deren Gesamthäufigkeit unter dem Repräsentanzziel liegt (Spezialfall: Einmaligkeit eines Attributes)	Wie R1, aber nur Auswahl der Gebiete mit Attributen unter dem Repräsentanzziel	Gebiet mit seltenstem Attribut	Seltenheit	MARGULES ET AL. (1988, 1994), SAETERSDAL ET AL. (1993, Endemismus),		++	++	+
R3	Zweitseltenstes (Frequenz)	Wie R1			PRESSEY & NICHOLLS (1989a)	x	+	+	+
R4	Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	Berechnung für jedes Gebiet: Arithmetisches Mittel aus allen R1-Seltenheitswerten der Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter durch-schnittl. Seltenheit	Seltenheit	PRESSEY & NICHOLLS (1989a)		+	+	+
R5	Gebietssume der Seltenheit (Frequenz)	Summierung aller R1-Seltenheitswerte der vorkom-menden Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter Summe	Seltenheit + Vielfalt	NICHOLLS & MARGULES (1993)		+	+	+
R6	Maximale Seltenheit (Fläche)	Berechnung für jedes Attribut in jedem Gebiet: Max. Seltenheit = 100 x Fläche im Gebiet / Fläche aller Gebiete	Gebiet mit größtem Seltenheits-wert	Seltenheit	PRESSEY & NICHOLLS (1989), MARGULES ET AL. (1988), FREITAG ET AL. (1996)		+	+	+
R7	Durchschnittliche Seltenheit (Fläche)	Für jedes Gebiet: Arithmetisches Mittel aus allen R6-Seltenheitswerten der Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter durch-Schnitt. Seltenheit	Seltenheit	PRESSEY & NICHOLLS (1989)		+	+	+
R8	Gebietssume der Seltenheit (Fläche)	Summierung aller R6-Seltenheitswerte der vorkommenden Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter Summe	Seltenheit + Vielfalt			+	+	+

Tabelle 25 (Fortsetzung).

	Regelbezeichnung	Regeldefinition (Berechnung)	Auswahl-Folge	Wert-maßstab	Bezugsautoren (Erstautoren)	Nur Diff	Sinnvoll für Ziel: ZA	BT	PR
R9	Maximale Ausdehnung	Berechnung für jedes Attribut in jedem Gebiet: Max. Ausdehnung = vom Attibut besetzte Fläche im Gebiet / gesamte vom Attribut besetzte Fläche in allen Gebieten (x 100)	Gebiet mit größter Ausdehnung eines beliebigen Attributes	Repräsen-tativität	PRESSEY & NICHOLLS (1989)		+	+	+
R10	Durchschnittliche Ausdehnung	Berechnung der durchschnittlichen Ausdehnung für jedes Gebiet: Arithmetisches Mittel aus allen R7-Ausdehnungswerten der Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter durchschnitt. Ausdehnung	Repräsen-tativität			+	+	+
R11	Gebietssumme der Ausdehnung	Summierung aller R7-Ausdehnungswerte der vorkommenden Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter Summe	Repräsen-Tativität + Vielfalt			+	+	+
R12	Attributvielfalt (Frequenz)	Anzahl der vorkommenden Attribute im Gebiet	Gebiet mit der größten Attributzahl	Vielfalt	PRESSEY & NICHOLLS (1989), REBEL0 & SIEGFRIED 1992, KERSHAW ET AL. 1994; TISCHEW (1998) und eigene Arbeit für Prozeßschutz,		+	+	+
R13	Attributvielfalt unterrepräsen-tierter Attribute (Frequenz)	Anzahl der noch unterrepräsntierten Attribute im Gebiet (= R 12, aber hier nur Berücksichtigung der Attribute, die noch unterhalb des Repräsentanzzieles sind).	Gebiet mit der größten Attributzahl	Vielfalt	NICHOLLS & MARGULES (1993), PRESSEY ET AL. (1997)	x	+	+	+
R14	Attributvielfalt / (Fläche)	Summe der Fläche aller Attribute	Gebiet mit höchster Flächen-summe	Vielfalt			+	+	+
R15	Attributvielfalt unterrepräsen-tierter Attribute / (Fläche)	Summe der Fläche der noch unterrepräsentierten Attributel (= R 14, aber hier nur Berücksichtigung der Attribute, die noch unterhalb des Repräsnetanzzieles sind).	Gebiet mit höchster Flächen-summe	Vielfalt			+	+	+
R16	Attributvielfalt unterrepräsen-tierter Attribute (Fläche) in %	wie R 15, aber bezogen auf Prozent der Fläche aller Gebiete	Gebiet mit höchster Flächen-summe	Vielfalt			+	+	+
R17	Minimale Ähnlichkeit (qualitativ)	JACCARD-Index	Gebiet mit der minimalsten Ähnlichkeit	Komple-mentarität + Vielfalt	aufbauend auf WOINARSKI ET AL. (1996), VANE-WRIGHT ET AL. (1983, taxonomische Verschiedenheit)	x	+	+	+
R18	Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	Ähnlichkeits nach WAINSTEIN = Quantitative Gewichtung des JACCARD-Index	Gebiet mit der minimalsten Ähnlichkeit	Komple-mentarität + Vielfalt		x	+	+	+
R19	Größtes Gebiet	Flächengröße aller Gebiete ohne Berücksichtigung der Attributanteile	Größtes Gebiet	Raum			0	0	++
R20	Kleinstes Gebiet	Flächengröße aller Gebiete ohne Berücksichtigung der Attributanteile	Kleinstes Gebiet	Raum: Flächen-Effizienz	MARGULES ET AL. (1988, 1994)		-	-	-

Tabelle 25 (Fortsetzung)

	Regelbezeichnung	Regeldefinition (Berechnung)	Auswahl-folge	Wert-maßstab	Bezugsautoren (Erstautoren)	Nur Diff	Sinnvoll für Ziel: ZA	BT	PR
R21	Kleinster Abstand (BFL)	Distanz zum nächsten Vorranggebiet in der Bergbaufolgelandschaft (BFL)	Gebiet mit dem geringsten Abstand	Raum-Verbund		x	+	+	0
R22	Kleinster Abstand (unverritzt)	Distanz zum nächsten Gebiet außerhalb der Bergbaufolgelandschaft mit ähnlichen Standortbedingungen der Lebensräumen oder Zielarten				x	+	+	0
R23	Größter Abstand (BFL)		Gebiet mit dem größten Abstand	Raum-Abdek-kung		x	0	0	+
R24	Größter Abstand (unverritzt)					x			
R25	Nächstes in der Auswahlfolge				PRESSEY & NICHOLLS (1989a)	x			
R26	Zufall		zufällige Auswahl	fachfremd			0	0	0

Regelanweisungen zur Berücksichtigung der Ausdehnung von Attributen:
Die Ausdehnung jedes Attributes (Tabelle 25: R9 bis R11) kann bestimmt werden, indem die Quantität eines Attributes in einem Gebiet im Verhältnis zu seiner Gesamtausdehnung in allen Gebieten berechnet wird (Quantität: Populationsschätzungen bei Arten; Flächengrößen bei Habitaten, Biotopen und Standorten). Ausgewählt sollen diejenigen Gebiete werden, welche die größte Ausdehnung eines Attributes aufweisen. Dem liegt die Überlegung zugrunde, daß jedes Attribut möglichst in seiner größten regionalen Ausdehnung vertreten sein soll und daraus eine größtmögliche Erhaltungs- bzw. Überlebenschance des Attributes folgt. So soll demnach nicht irgendein Gebiet mit einem Zielartvorkommen (oder Habitat, Zielbiotop, Standortausprägung) gewählt werden, sondern das Gebiet mit der regional größten Zielartpopulation (oder Habitatfläche, Biotopfläche, Standortausprägung). Voraussetzung ist das Vorhandensein quantitativer Angaben (z.B. Populationsgrößen, Flächengrößen) und nicht nur nominaler Vorkommensangaben. Analog zur Seltenheit können dann maximale Ausdehnung, durchschnittliche Ausdehnung und Gebietssumme der Ausdehnung für jedes Gebiet berechnet werden.
Diese Überlegungen werden in der englischsprachigen Literatur mit dem Wort „representation" bezeichnet (PRESSEY & NICHOLLS 1989a, FREITAG ET AL. 1996). Um sprachliche Verwechslungen mit „Repräsentanz" im Sinne der Zielerfüllung zu vermeiden, wird hier die unmißverständlichere Übertragung in das Wort „Ausdehnung" vorgeschlagen und verwendet. Die Berücksichtigung der Ausdehnung wurde bislang nur in wenigen Arbeiten getestet (z.B. PRESSEY & NICHOLLS 1989b).

Regelanweisungen zum Wertmaßstab „Vielfalt":
Die Erhaltung und Entwicklung von Vielfalt ist neben Seltenheit ein ursprüngliches Leitprinzip im Naturschutz (PLACHTER 1991, PRIMACK 1995, BIBBY 1998). Relevant ist dabei die „Alpha-Diversität" (z.B. PRIMACK 1995), welche hier die Attributvielfalt in einem Gebiet bezeichnet. Das Auswahlprinzip nach Vielfalt kann in Abhängigkeit des Vorliegens nominaler und quantitativer Daten durch unterschiedliche Regelanweisungen abgebildet werden (Regeln R12 bis R16, Tabelle 25).

Ähnlichkeit von Gebieten als Auswahlprinzip:
Mit eine Auswahlprinzip „Minimale Ähnlichkeit" im Vergleich mehrerer Gebiete wird das Prinzip der Komplementarität explizit verfolgt. Dem liegt die Überlegung zugrunde, durch wenige Gebiete und damit

hoher Effizienz möglichst ein großes Spektrum an Attributen zu erhalten (VANE-WRIGHT ET al. 1991). Eine ausdrückliche Regel „minimale Ähnlichkeit" wurde bislang noch in keinem publizierten Algorithmus angewandt und stellt daher aufbauend auf bestehenden Überlegungen von VANE-WRIGHT ET AL. (1991) eine eigene arbeitstechnische Weiterentwicklung dar. Eine sehr genaue Abbildung von Ähnlichkeiten ist nur durch aufwendige Programmierungen möglich. Hier wurde vereinfachend der JACCARD-Ähnlichkeitsindex zur Berechnung von qualitativen Ähnlichkeiten als Regelanweisung angewandt, der ein anerkanntes Ähnlichkeitsmaß darstellt (MÜHLENBERG 1993: 346). Die Einbeziehung quantitativer Ähnlichkeiten erfolgt unter Verwendung der JACCARD-Zahl mit dem Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN (1967). Danach kann die Ähnlichkeit aller noch nicht ausgewählter Gebiete zu einem oder mehreren schon ausgewählten Gebiete berechnet werden und das unähnlichste Gebiet als nächstes selektiert werden.

Regelanweisung zur Berücksichtigung von Gebietsgrößen:
Es kann explizit die Auswahl des **größten vom Attribut besetzten Gebietes** erfolgen (R19), womit der Bewertungsleitlinie gefolgt wird, möglichst viel Raum für Naturschutz bereitzustellen. Nach dieser Regelauslegung ist dabei die tatsächlich vom Attribut besetzte Fläche innerhalb des Gebietes irrelevant (hierzu dienen ja die Auswahlregeln nach Ausdehnung). Es wird nur die Gesamtgröße des Gebietes herangezogen. Vor allem für den besonders raumbeanspruchenden Prozeßschutz in anthropogen ungestörten Räumen ist diese Regelanweisung sehr sinnvoll, während aber für Zielartenschutz mehr die tatsächliche vorhandene oder entwickelbare Populationsgröße, Habitatfläche und -qualität und somit attributbezogene Ausdehnungsregeln sinnvoll sind.
Es kann in Zusammenhang mit der Bewertung der Größe auch das **kleinstmögliche von einem Attribut besetzte Gebiet** (R20) ausgewählt werden, um die Flächenansprüche des Naturschutzes so minimal und damit realistisch als möglich zu halten. Letzteres ist in einigen bereits bestehenden Algorithmen verbreitet (aufbauend auf MARGULES ET AL. 1988). Voraussetzung ist dann aber die Mindestausprägung des Attributes in erhaltens- bzw. überlebensfähiger Qualität, da sonst die fachliche Sinnhaftigkeit unterlaufen wird. Für die hier betroffenen Attribute aller Teilziele ist die Auswahl des kleinsten Gebietes meist ungünstig: Mit Reduzierung der Fläche auf derzeit bekannte Mindestwerte z.B. für Zielarten werden zeitweise und fakultativ auftretende größere Raumansprüche nicht einbezogen (vgl. HORLITZ 1994). Die Auswahl nach kleinsten Gebieten soll daher hier nicht oder nur mit sicher ableitbaren Randbedingungen weiter verwendet werden.

Es ist möglich, daß durch Anwendung einiger Regelanweisungen ohne jede Beachtung von Gebietsgrößen (z.B. Regeln nur zu Seltenheit oder Attributvielfalt) generell zu kleine Gebiete selektiert werden. Dieser Nachteil und zugleich die unter den expliziten Regelanweisungen zur Gebietsgröße (R19, R20) aufgeworfenen Nachteile sollen vermieden werden, indem für die relevanten Naturschutzziele und ihre Attribute **Randbedingungen** abgeleitet werden: Nur diejenigen Gebiete dürfen überhaupt zur Auswahl stehen, die für das Naturschutzziel bzw. für die im Gebiet enthaltenen Attribute eine **ausreichende spezifische Mindestfläche und Mindestqualität** aufweisen. Erst dann kann auch die Anwendung von Größenregeln und von fakultativ flächenminimierenden Regeln (z.B. R6) sinnvoll sein.

Regelanweisungen zur Distanz zwischen Vorranggebieten:
Durch fachliche Überlegungen eines „Biotopverbundes" (JEDICKE 1994) wird eine Regelanweisung begründet, nach möglichst engen Distanzen zu schon bestehenden Vorranggebieten weitere Gebiete hinzuzunehmen. Im Helmstedter Braunkohlenrevier steht die Entwicklung von Biotopverbund sogar im Mittelpunkt der Naturschutzplanungen (GONDOLF ET AL. 1998). Gerade in den Bergbaufolgelandschaften hängt die Besiedlung maßgeblich vom Umland ab (TRÄNKLE et al. 1992 und eigene Untersuchungen der „zoologischen Sukzession", Kapitel 2, Tabelle 10). Zudem sind ausbreitungsschwache oder wenig mobile Organismen häufig innerhalb einer Metapopulation auf räumliche bzw. erreichbare Nähe zu weiteren gleichartigen Lebensräumen angewiesen, wobei als Voraussetzung eine ausreichende artspezifische Habitatqualität in allen Gebieten gilt (JEDICKE 1994). Modellierungsergebnisse von BERGER ET AL. (1995) und FRANK & BERGER (1996) und Thesen der Metapopulationstheorie (HANSKI 1996) zeigen jedoch

auch, daß für manche Tierarten die räumliche Distanz zwischen Habitaten sehr differenziert gesehen werden muß: So kann es sinnvoll sein, daß Gebiete idealerweise genau so weit auseinander liegen sollen, daß gerade wenige Individuen jährlich zwischen den Gebieten ausgetauscht werden können. Minimale Distanzen zwischen Vorranggebieten sind für den Artenschutz in Bergbaufolgelandschaften derzeit aufgrund der großen Ausbreitungsfähigkeit aktueller Zielarten somit im Gegensatz zu manchen anderen Lebensraumbereichen (z.B. Wälder) nicht bedeutend. Sie wirken für die Besiedlung und das Überleben von Arten im Raum jedoch unterstützend und sollen in einigen Tests auch angewendet werden. Bei artspezifischer Kenntniserweiterung müssen dann aber Korrekturen am Gebietssystem möglich sein. Bei konsequenter Anwendung der Distanzregel würde sich innerhalb der Region ein Teilraum mit besonders vielen Vorranggebieten gegenüber anderen Teilräumen mit wenigen oder ohne Vorranggebieten herausbilden (z.B. MARGULES ET AL. 1988), was je nach Teilziel erwünscht oder unerwünscht sein kann.
Fachlich sinnvoll kann es für manche Teilziele aber auch sein, die räumliche Konzentration von Vorranggebieten zu vermeiden und **nach größten Abständen** zu schon gewählten Gebieten weitere Gebiete hinzuzunehmen. Dieses ist z.B. für Prozeßschutz sinnvoll, wenn über die gesamte Region Prozeßschutzgebiete als „Referenzgebiete" und „naturnahe Zellen" verstreut werden sollen. Gut begründbar ist dieses auch, wenn als Attribute sehr ausbreitungsfähige Tier- und Pflanzenarten betrachtet werden und für diese Arten langfristig keine unüberwindbare Barrieren zwischen den Gebieten liegen. Unter diesen Randbedingungen kann zur Durchdringung des Gesamtraumes und zur Schaffung verstreuter potentieller Ausbreitungszentren, aus denen die gesamte Region immer wieder besiedelt werden kann, mit der Regelanweisung „größter Abstand" ein bewußt weit verstreutes Vorrangflächennetz angelegt werden.
Relevant ist speziell für die Bergbaufolgelandschaft auch die Distanz zu unverritzten Lebensräumen. Entsprechende Regelanweisungen werden hier grundsätzlich mit aufgenommen (R 22, R 24 in Tabelle 25), sie werden aber mangels Detaildaten zu Attributen in unverritzter Landschaft hier nicht ausgeführt.

Die Regeln zur Ähnlichkeit und zu Distanzen, sowie „R3-zweitseltenstes" und „R25-nächstes in der Auswahlfolge", können definitionsgemäß nur als **Differenzierungsregeln** in Algorithmen frühestens an zweiter Position verwendet werden, da sie an zuvor nach anderen Regeln ausgewählte Gebiete anknüpfen.
Alle anderen Regeln sind generell an allen Positionen eines Algorithmus vertretbar, die Positionierung hängt einzig von den normativen Leitlinien der Anwendungsaufgabe ab und muß nachvollziehbar begründet werden. Auch die Größenregeln (R19 und R20) sind an vorderster Stelle eines Algorithmus verwendbar und für manche Anwendungen kann dieses sogar sinnvoll sein; doch werden sie erst als Differenzierungsregeln für hintere Positionen eines Algorithmus empfohlen (z.B. MARGULES ET AL. 1988, FREITAG ET AL. 1997), da Seltenheit, Vielfalt und Ausdehung von Attributen in den Gebieten bei den meisten Anwendungsaufgaben naturschutzfachlich höher zu gewichten sind.

Weitere **nicht primär naturschutzfachlich motivierte Regeln** können je nach Anwendungsaufgabe aufgestellt werden und bilden die letzte Gruppe möglicher Regeln. Beispiele sind die Einbeziehung begründeter politischer oder ökonomischer Bedingungen, die in klare Regelanweisungen umgesetzt werden müssen (z.B. definierte Kosten, die für die Gebietssicherung anfallen).

4.3.2 Begründung von Algorithmen, technische Umsetzung und Darstellungsweise

Aus den einzelnen Regeln werden **Algorithmen** zusammengestellt. Da die Regeln zum Erreichen unterschiedlicher Teilziele verschieden geeignet sind, muß die Erstellung der Algorithmen in den nachfolgenden Kapiteln zielspezifisch erfolgen. Generell werden alle in dieser Arbeit erstellte Algorithmen zur eindeutigen Kennung fortlaufend durchnummeriert. Für mindestens zwei verschiedene Naturschutzziele brauchbare Algorithmen erhalten wiederkehrende Nummern. Algorithmen, bei denen für ein anderes Naturschutzziel nur eine Regel an hinterer Position variiert werden, erhalten die Nummer des Ursprungsalgorithmus mit Angabe des Zieles in Klammern, z.B. „Algorithmus A1 (spez. Zielart qual.)" als derjenige wiederkehrende Algorithmus 1, der für qualitativen Zielartenschutz (nur nominale

Vorkommensangaben) eine kleine Abänderung an hinterer Position aufweist. Damit wird jeder Algorithmus durch seine Bezeichnung eindeutig identifizierbar, und gleiche oder ähnliche Algorithmen können für verschiedene Ziele verglichen werden.

Die **technische Umsetzung** der Regeln und Algorithmen erfolgte durch Programmierung im Computerprogramm SORT (DURKA & ACKERMANN 1993); für die Ziele vorliegender Arbeit wurden die hier begründeten Regeln neu in SORT programmiert (DURKA 1998 unpubliziert, dabei von Tabelle 25 abweichend Nummerierung lt. „Methodenanhang Codierung").
Bei der **Darstellung der Selektionsergebnisse** wird für jedes selektierte Gebiet in einer ersten Zahl angegeben, nach welchem Durchlauf des Algorithmus es aufgenommen wurde. Die Zahl 0 vor dem Komma bedeutet, daß noch vor Vollendung der ersten Iteration das Gebiet ausgewählt wurde. Mit einer davon durch Komma getrennten zweiten Zahl wird die Position der Regel angegeben, mit dem das Gebiet ausgewählt wurde. Beide Zahlen bilden zusammen die **Selektionsposition** eines Gebietes ab (Anhang Auswahlmatrizen, in den nachfolgenden Tabellen des Textteiles nur Auswahlübersichten).

4.3.3 Algorithmen für das Teilziel Zielartenschutz

(1) Anwendung einzelner Regeln

Die Anwendung nur einer einzigen Regel ist eigentlich ein Element der Einzelgebietsbewertung. Versehen mit einem Repräsentanzziel wird die Regel aber als Algorithmus formuliert. Damit soll die Bedeutung und der Nutzen jeder Regel für die Auswahl hinsichtlich Zielerfüllung und Effizienz abgeleitet werden. Eine Diskussion der Flexibilität fällt bei der Anwendung nur einer Regel zwangsläufig noch aus.

Für das Teilziel Zielartenschutz wird als Datenbasis die nominale Vorkommensmatrix aller Zielarten in den Gebieten herangezogen (Gebietsanhang G2). Quantitative Angaben, Habitatangaben (indirekte Bewertung) und die Einbeziehung der Habitatmodelle werden gesondert bei der Untersuchung des Einflusses verschiedener Randbedingungen erst im Kapitel 5 behandelt. Die Vorkommensmatrix der Zielarten (vgl. Gebietsanhang G2) zeigt, daß der Tagfalter *Hipparchia hermione* und die Rohrdommel (Brutvogel) nur in jeweils einem Gebiet vorkommen und diese Gebiete (G38 - Halde Trages, G51 - Thränaer Lachen) nach jeder Regel schon für das einfache Repräsentanzziel zwingend ausgewählt werden müssen. Weitere Arten, deren Gesamtvorkommen < 5 liegt, sind Uferschwalbe (zwei Vorkommen) und Raubwürger (drei Vorkommen). Gebiete, die diese Arten enthalten, müssen ebenfalls für entsprechende Repräsentanzziele < 5 zwingend ausgewählt werden, und höhere Repräsentanzniveaus als die Vorkommenszahl können nicht erreicht werden. Hier besteht aufgrund der Vorkommensrealität keinerlei Auswahlspielraum. Erst für die Repräsentanz von Arten mit häufigeren Vorkommen wirken sich unterschiedliche Regeln in spezifischer Kombination auf die Gebietsauswahl aus.

Es werden die nach der Diskussion zur Regelerstellung für Zielartenschutz prinzipiell sinnhaften Regeln geprüft (Regeln aus Tabelle 25). Auf der Grundlage einer nominalen Vorkommensmatrix sind sechs Regeln tauglich. Die Effizienz der Auswahl für verschiedene Repräsentanzziele zeigt Tabelle 26a:
Es treten deutlich unterschiedliche Effizienzen der Regeln bei gleichem Repräsentanzziel auf. Größte Effizienz in allen Repräsentanzniveaus zeigt die Regel „R1 - maximale Seltenheit (Frequenz)", während die Auswahl der Gebiete nach Artenzahl (R13, R 14) und nach Gebietsgröße deutlich ineffizienter ist. Mit Regel R1 wird das Naturschutzziel schon durch Sicherung dreier Gebiete mit zusammen 897 ha erreicht. R4 ist erst in höheren Repräsentationsniveaus ineffizient, liefert aber für 1-fache Repräsentanz aller Zielarten bereits eine Gebietssystemlösung mit fünf Gebieten und 460 ha. Unberücksichtigt bei dieser Datenlage ist jedoch die Überlebenschance der Arten aufgrund Habitat- und Raumqualitäten. Artenschutzfachliche Überlegungen, bevorzugt Gebiete mit vielen Arten und mit hoher Größe zu nehmen, können die räumliche Ineffizienz mancher Regeln rechtfertigen.

Tabelle 26: Selektionsergebnisse für unterschiedliche Repräsentanzziele bei Zielartenschutz unter Anwendung nur einzelner Auswahlregeln (Basis: nominale Artvorkommen).

Repräsentanzziele: Mindestens 1-, 2- und 3-faches Auftreten der Zielarten.

a.) Effizienz der einzelnen Auswahlregeln.
b.) Selektionshäufigkeit einzelner Gebiete bei verschiedenen Regeln (n = 13). Hellgrau unterlegt sind Gebiete, die für das jeweilige Repräsentationsziel von mehr als 1/3 aller Regeln selektiert werden. Dunkelgrau unterlegt sind Gebiete, die von mehr als 2/3 aller Regeln selektiert werden.

a.)

	Anzahl Gebiete					Fläche [ha]				
	Repräsentanzziel					Repräsentanzziel				
Regel	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
R1 – Maximale Seltenheit (Frequenz)	3	6	9	11	13	897	1016	1302	1537	1612
R4 – Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	5	6	9	12	14	460	1016	1302	1201	1894
R5 – Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	3	5	7	10	13	897	947	1246	1341	1612
R13 – Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute	4	6	7	10	13	986	1036	1246	1351	1814
R14 – Attributvielfalt / Gebietsfläche	7	12	13	14	19	464	1568	1657	1717	2009
R18 – Größe des Gebietes	16	20	20	20	20	2027	2122	2122	2122	2122

b.)

		Repräsentanzziel 1		Repräsentanzziel 3	
Gebiet	Größe [ha]	Selektionshäufigkeit	[%]	Selektionshäufigkeit	[%]
G9	25,0	3	21,4	5	38,5
G13	236,0	3	21,4	8	61,5
G15	30,0	3	21,4	4	30,8
G16	89,0	7	50,0	13	100,0
G17	10,0	6	42,9	7	53,8
G18	30,0	2	14,3	13	100,0
G22	80,0	1	7,1	4	30,8
G26	35,0	1	7,1	1	7,7
G29	10,0	0	0,0	0	0,0
G32	15,0	2	14,3	3	23,1
G36	32,0	1	7,1	1	7,7
G37	212,0	1	7,1	4	30,8
G38	311,0	14	100,0	13	100,0
G39	47,0	1	7,1	1	7,7
G40	18,0	1	7,1	4	30,8
G41	556,0	9	64,3	13	100,0
G51	30,0	14	100,0	13	100,0
G52	37,0	1	7,1	1	7,7
G81	1,0	2	14,3	1	7,7
G104	32,0	1	7,1	1	7,7
G122	20,0	1	7,1	9	69,2
G124	30,0	2	14,3	2	15,4
G125	20,0	5	35,7	13	100,0
G120	210,0	1	7,1	5	38,5
G121	10,0	2	14,3	1	7,7
G123	60,0	1	7,1	2	15,4

Eine Anwendung der Größenregeln „größtes Gebiet" (R19) führt bei Zielartenschutz zu nicht zweckmäßigen Ergebnissen: Tierarten sind weniger von der Gebietsgröße abhängig, sondern vielmehr von der Größe und Qualität ihres relevanten Habitates. Die Verwendung nur der Gebietsgröße als Regel läßt dies außer acht und führt zudem zu ineffizienten Gebietslösungen für alle Repräsentanzziele. Auch die Flächenminimierungsregel R 20 („kleinstes Gebiet") darf für Zielartenschutz nicht angewendet werden, da damit wichtige Raumansprüche unberücksichtigt bleiben.
Für Zielartenschutz auf der Datenbasis nominaler Vorkommensmatrizen sind demnach außer Regeln zur Gebietsgröße alle hier verwendeten Regeln sinnvoll, wenn auch mit unterschiedlicher Effizienz.

Die Analyse der selektierten Gebiete zeigt, daß bei Anwendung unterschiedlicher Regeln immer wieder diesselben Gebiete ausgewählt werden. Dieses wird durch die Selektionshäufigkeit (absolute Häufigkeitsangabe, relative Häufigkeit in Prozent) abgebildet, Tabelle 26b: Schon für die einfache Repräsentanz sind die Gebiete G38 und G51 unverzichtbar und werden von allen Regeln selektiert. Ab der dreifachen Repräsentanz werden schon sechs Gebiete bei jeder Regel ausgewählt. Sie enthalten Zielarten, deren Vorkommen in der Region unter dem angestrebten Repräsentanzniveau liegen. Diese Gebiete sind unverzichtbar, was durch die Selektionshäufigkeit von 100 % abgebildet wird. Geringere Selektionshäufigkeiten verweisen auf ersetzbare Gebiete, wobei häufiger und demnach mit verschiedenen Regeln gewählte Gebiete als prioritärer eingestuft werden können: Sie sind nach unterschiedlichen Wertmaßstäben selektiert worden und besitzen eine vielseitige naturschutzstrategische Bedeutung.

(2) Erstellung und Vergleich von Algorithmen

Aus artenschutzfachlichen Überlegungen heraus werden sinnvolle Algorithmen für Zielartenschutz zusammengestellt (Tabelle 27): Die „Regel der Einmaligkeit" bzw. „Seltenheitsregeln" sind an erste oder frühe Positionen zu stellen (Algorithmen A2-10), um Repräsentanzziele so schnell wie möglich zu erreichen. Die weiteren Positionen können mit verschiedenen Regeln sinnvoll variiert werden, indem die „Vielfalt der Attribute" ein Bewertungskriterium darstellt (Algorithmen 1, 7, 9, 10) oder die „Gebietssumme von Seltenheit" als Aggregation der Wertmaßstäbe „Seltenheit" und „Vielfalt" herangezogen wird. Als Abschlußschritte wird im Sinne der Komplementarität und Effizienz der Auswahl die Regel „R17 – minimale Ähnlichkeit" in den Algorithmen 3, 5, 7, 8 und 9 getestet. Im Sinne eines Habitatverbundes wird im Algorithmus 10 die Differenzierungsregel „kleinster Abstand" zu schon gewählten Gebieten beispielhaft einbezogen. Für die meist sehr ausbreitungsfähigen Zielarten der Bergbaufolgelandschaft ist diese Regel generell nachrangig, doch wird die Besiedlungsgeschwindigkeit und ein möglicher Genaustausch dennoch von einer kurzen und überwindbaren Distanz gefördert (für *Oedipoda caerulescens* vgl. z.B. APPELT 1996).

Zur beispielhaften Illustration werden die Algorithmen 1 und 5 in Worten dargestellt:

Algorithmus 1:
1. R4: Wähle das Gebiet mit der höchsten durchschnittlichen Seltenheit. Wenn es eine Wahl gibt:
2. R13: Wähle dann das Gebiet mit der höchsten Vielfalt unterrepräsentierter Attribute. Wenn es eine Wahl gibt:
3. R25: Wähle das nächste Gebiet in der Rangfolge bisheriger Regeln.

Algorithmus 5:
1. R2: Wähle alle Gebiete mit Attributen, deren Vorkommen unter dem Repräsentanzziel liegen. Wenn es eine Wahl gibt:
2. R5: Wähle dann das Gebiet mit der höchsten Gebietssumme für Seltenheit. Wenn es eine Wahl gibt:
3. R17: Wähle das Gebiet mit der kleinsten Ähnlichkeit an Attributen zu bisher ausgewählten Gebieten.

Tabelle 27: Algorithmen für Zielartenschutz und für die Datenbasis nominaler Vorkommensangaben.

Regeln mit Abkürzungen gemäß Tabelle 25.

	Regelposition 1	2	3	4
Algorithmus 1	R4 Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 2 **(spez. Zielart qual.)**	R2 Einmaligkeit	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 3 **(spez. Zielart qual.)**	R2 Einmaligkeit	R25 Nächstes in der Rangfolge	R17 Minimale Ähnlichkeit (qualitativ)	
Algorithmus 4	R2 Einmaligkeit	R1 Maximale Seltenheit (Frequenz)	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 5 **(spez. Zielart qual.)**	R2 Einmaligkeit	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R17 Minimale Ähnlichkeit (qualitativ)	
Algorithmus 6	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenste (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (qualitativ)
Algorithmus 7 **(spez. Zielart qual.)**	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R17 Minimale Ähnlichkeit (qualtitativ)	
Algorithmus 8	R2 Einmaligkeit	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R17 Minimale Ähnlichkeit (qualtitativ)
Algorithmus 9 **(spez. Zielart qual.)**	R2 Einmaligkeit	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R17 Minimale Ähnlichkeit (qualitativ)
Algorithmus 10 **(spez. Zielart qual.)**	R2 Einmaligkeit	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R22 Kleinster Abstand (BFL)	

Die Ergebnisse werden als Auswahlmatrix zusammengefaßt (Tabelle 28, Hintergrund: Anhang Auswahlmatrizen): Für die einfache Repräsentanz jeder Zielart werden je nach Algorithmus zwischen zwei und fünf Gebiete mit Flächen zwischen 341 und 1080 ha benötigt. Gebiet 38 (Halde Trages) und G51 (Thränaer Lachen) sind aufgrund ihrer Vorkommen einmaliger Attribute unersetzbar (Tagfalter *Hipparchia hermione*, Brutvogel Rohrdommel). Die Bedeutung der Thränaer Lachen für die Vogelzielarten in Feuchtkomplexen ist besonders relevant (vgl. FROMMOLT ET AL. 1979), und das Gebiet wird stetig durch verschiedene Algorithmen ausgewählt. Gebiet G41 (Bockwitz) wurde in neun von zehn Algorithmen mit hinzugezogen, ersatzweise bietet nur Algorithmus 1 eine Lösung ohne G41 unter Hinzunahme dreier anderer Gebiete.

Die Gebiets- und Flächenansprüche an das Mindestgebietssystem steigen natürlicherweise mit höheren Repräsentanzzielen. Für das Repräsentanzziel 5 sind schon zwischen neun und 15 Gebieten mit einer Fläche bis zu 1727 ha erforderlich.

Die Algorithmen 2, 5 und 7 bis 10 ermöglichen nur die Ermittlung von Gebietssystemen bis zum zweifachen Repräsentanzniveau. Für größere Repräsentanzziele bieten diese Algorithmen keine Auflösung von Gleichbewertungen und sind angesichts einer dann notwendigen Zufallsauswahl für höhere Repräsentanzniveaus untauglich.

Hinsichtlich der Effizienz gibt es klare Rangfolgen der Algorithmen: Algorithmus 3 mit den Regelprinzip „Einmaligkeit" und dem Komplementaritätsprinzip „minimalste Ähnlichkeit" ist bei allen Repräsentanzzielen am effizientesten. Die Regelkombination erfüllt demnach den Anspruch höchster Komplementarität. Die Effizienz der weiteren Algorithmen variiert zwischen verschiedenen Repräsentanzzielen. Nur Algorithmus 2 (Einmaligkeit und Vielfalt an den beiden ersten Positionen) und Algorithmus 10 (Kleinster Abstand als abschließende Differenzierungsregel) sind immer unter den drei Algorithmen höchster Effizienz zu finden. Die verwendete Regeln „mittlere Seltenheit" im Algorithmus 1

oder „zweit seltenste Art" im Algorithmus 6 bringen im Gegensatz zu Regeln der „maximalen Seltenheit" und „Gebietssumme Seltenheit" stets eine Verschlechterung der Effizienz.
Flexibilitäten in Form von Alternativkonfigurationen zur Erreichung des gleichen Repräsentanzzieles sind beschränkt: Bis zum dreifachen Repräsentanzniveau gibt es nur zwei Alternativlösungen und zur vier- und fünffachen Repräsentanz gibt es nur eine Alternative mehr. Viele seltene Attribute im Datensatz führen zur Auswahl der von ihnen besetzten Gebiete und minimieren damit mögliche Alternativen.

Tabelle 28: Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten für Zielartenschutz durch Algorithmen (Basis: nominale Vorkommensangaben).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5-faches Auftreten der Zielarten.
A = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 27
G = ausgewählte Gebietszahl

R	A	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123	G
1	1				x	x								x				x						x				5
	10													x			x	x										3
	2													x			x	x										3
	3													x				x										2
	4													x			x	x										3
	5													x			x	x										3
	6													x			x	x										3
	7													x			x	x										3
	8													x			x	x										3
	9													x			x	x										3
2	1				x	x								x			x	x						x				6
	10						x							x			x	x						x				5
	2						x							x			x	x						x				5
	3													x			x	x						x				4
	4						x							x			x	x						x				5
	5						x							x			x	x						x				5
	6				x	x								x			x	x						x				6
	7						x							x			x	x						x				5
	8						x							x			x	x						x				5
	9						x							x			x	x						x				5
3	1		x		x	x	x							x			x	x				x		x				9
	2				x		x							x			x	x						x	x			7
	3				x		x							x			x	x						x				6
	4				x		x							x			x	x						x	x			7
	6		x		x	x	x							x			x	x				x		x				9
4	1	x			x	x	x					x		x		x	x	x				x		x			x	12
	2	x			x	x	x							x			x	x						x	x		x	10
	3				x		x							x			x	x						x				6
	4	x			x	x	x							x			x	x						x	x		x	10
	6	x	x		x	x	x							x			x	x				x		x	x			11
5	1	x	x		x	x	x	x				x		x		x	x	x				x		x	x		x	15
	2	x	x		x	x	x				x			x			x	x				x		x	x		x	13
	3				x		x							x			x	x				x		x	x		x	9
	4	x	x		x	x	x				x			x			x	x				x		x	x		x	13
	6	x	x		x	x	x				x			x			x	x				x		x	x		x	13

Die Algorithmen A6 – A10, die zunächst einmalige Gebiete wählen, in der zweiten Regel nach Gebieten mit „maximaler Seltenheit" und dann nach Gebieten mit „unterrepräsentierten Arten" suchen, ergeben weitgehend identische Lösungen (vgl. Tabelle 28). Nochmaliges Verwenden der Seltenheitsregeln (z.B. A9) bringt hier keine weitere Verbesserung der Effizienz. Damit werden bei Verwendung der „maximalen Seltenheit" und „Vielfalt" weitgehend effiziente Lösungen zur Zielerfüllung gefunden. Daraus werden zwei Anwendungskriterien zur Gewährleistung einer hohen Effizienz bei gleichzeitiger Erfüllung der Repräsentanzziele für Zielartenschutz herausgearbeitet:

- Ein Wertmaßstab (z.B. Seltenheit) soll innerhalb eines Algorithmus nur einmal verwendet und nicht mit Variationen (z.B. nach „mittlerer" und dann nach „maximaler Seltenheit") zweimal verwendet werden. Dann sollen Differenzierungsregeln mit anderen Wertmaßstäben folgen (z.B. „Artenreichtum", „minimale Ähnlichkeit").
- Eine Mittelung (z.B. mittlere Seltenheit) ist für hohe Effizienz offenbar ungeeignet.

Die Regel an erster Position bildet den vorherrschenden Bewertungsmaßstab und damit die „Ausrichtung der Gebietsauswahl" ab, während die weiteren Regeln nur noch nach anderen Wertmaßstäben differenzieren können. Welcher Bewertung an Position 1 der Vorzug gegeben wird, bedarf einer normativen Festlegung. So ist es denkbar, daß ineffizienten Algorithmen der Vorzug gegeben wird, wenn sie normativ erwünschte Regeln beinhalten. Beispielsweise kann dem Algorithmus 9 der Vorzug gegeben werden, wenn das Bewertungsprinzip der „Vielfalt" in den Vordergrund gestellt wird, obwohl die seltenheitsgeprägten Auswahlalgorithmen fast immer höhere Effizienzen ermöglichen. Effizienz soll demnach nicht das einzige Tauglichkeitskriterium für Algorithmen darstellen.

4.3.4 Algorithmen für das Teilziel Biotopschutz

(1) Anwendung einzelner Regeln

Als Datengrundlage für Algorithmen zum Teilziel Biotopschutz wurden die Flächengrößen der Zielbiotope in den Gebieten herangezogen (Gebietsanhang G4). Damit können auf quantitative Attributangaben beruhende Regeln der Tabelle 25 einbezogen werden. Zwölf Regeln sind einzeln sinnvoll (Tabelle 29a, linke Spalte).

Die Effizienz der Regelanweisungen für das jeweilige Repräsentanzziel zeigt Tabelle 29a, rechte Spalten: Höchste Effizienz bei einmaliger Repräsentanz aller Zielbiotope besitzt Regel R8 – „Gebietssumme der Seltenheit". Diese ist auch fachlich sehr sinnvoll, da damit zwei wichtige Wertmaßstäbe zusammengeführt werden: es werden sowohl die seltenen Biotope in das Gebietssystem einbezogen als auch diejenigen Gebiete, die gleichzeitig viele verschiedene Zielbiotope enthalten. Doch bei höheren Repräsentanzniveaus sind mindestens 17 Gebiete mit mindestens 1435 ha für die mindestens fünfmalige Repräsentanz aller Zielbiotope erforderlich (höchste Effizienz durch Regel R15 - Attributvielfalt). Auch für Biotopschutz führen unterschiedliche Regeln je nach angestrebtem Repräsentanzziel zu unterschiedlicher Effizienz, und die normative Festlegung, welche der Regeln bevorzugt wird, entscheidet über die erforderliche Gebietszahl.
Bei Analyse der selektierten Gebiete werden regelmäßig einige Gebiete ausgewählt (Tabelle 29b). Aufgrund des relativ zu den Zielarten eher gleichmäßigen Vorkommens der Zielbiotope in mehreren Gebieten ist für die einfache Repräsentation kein Gebiet unverzichtbar. Es wird sogar kein Gebiet öfter als bei drei Regeln ausgewählt. Somit bestehen bei niedrigen Repräsentanzzielen große Flexibilitäten, und die normative Wahl der Regel entscheidet maßgeblich über die Wahl des Gebietes. Ab der dreifachen Repräsentanz aller Attribute wird ein Gebiet (G38) unverzichtbar und weitere Gebiete werden mindestens von 1/3 der Regeln selektiert. Der Auswahlspielraum wird naturgemäß mit höheren Repräsentanzzielen geringer, da manche Zielbiotope (hier: Spülfelder, Kohleflächen und Schwemmfächer) nur in wenigen Gebieten vorkommen.

Tabelle 29: Selektionsergebnisse für unterschiedliche Repräsentanzziele bei Biotopschutz unter Anwendung nur einzelner Auswahlregeln (Basis: Flächengröße der Zielbiotope).

Repräsentanzziele: Mindestens 1-, 2- und 3-faches Auftreten der Zielbiotope.

a.) Effizienz der einzelnen Auswahlregeln.
b.) Selektionshäufigkeit einzelner Gebiete bei verschiedenen Regeln (n = 13). Hellgrau unterlegt sind Gebiete, die für das jeweilige Repräsentationsziel von mehr als 1/3 aller Regeln selektiert werden. Dunkelgrau unterlegt sind Gebiete, die von mehr als 2/3 aller Regeln selektiert werden.

a.)

	Anzahl Gebiete					Fläche [ha]				
	Repräsentanzziel					Repräsentanzziel				
Regel	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
R1 – Maximale Seltenheit (Frequenz)	6	10	15	16	17	460	1134	1458	1668	1703
R4 – Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	7	12	15	17	17	633	665	1458	1703	1703
R5 – Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	4	9	15	16	17	902	1124	1458	1668	1703
R6 – Maximale Seltenheit (Fläche)	7	12	18	19	20	560	1273	1790	1822	1842
R7 – Durchschnittliche Seltenheit (Fläche)	12	17	18	20	22	779	1659	1682	1803	1865
R8 – Gebietssumme der Seltenheit (Fläche)	4	11	15	18	18	396	1374	1636	1792	1792
R9 – Maximale Ausdehnung	5	10	16	18	19	966	1468	1653	1865	1949
R10 – Durchschnittliche Ausdehnung	6	12	18	20	22	1178	1549	1944	1979	2046
R11 – Gebietssumme Ausdehnung	4	9	15	17	18	929	1263	1643	1678	1713
R13 – Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	4	9	15	17	18	902	1124	1458	1757	1792
R18 – Größe des Gebietes	15	22	24	24	24	1997	2175	2175	2175	2175
R15 - Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	8	12	15	16	19	417	1051	1225	1435	1562

b.)

		Repräsentanzziel 1		Repräsentanzziel 3	
Gebiet	Größe [ha]	Selektionshäufigkeit	[%]	Selektionshäufigkeit	[%]
G9	25	3	23,1	6	46,2
G13	236	0	0,0	2	15,4
G15	30	0	0,0	3	23,1
G16	89	0	0,0	4	30,8
G17	10	3	23,1	8	61,5
G18	30	3	23,1	6	46,2
G22	80	3	23,1	4	30,8
G26	35	0	0,0	3	23,1
G29	10	3	23,1	3	23,1
G32	15	3	23,1	5	38,5
G36	32	3	23,1	6	46,2
G37	212	3	23,1	3	23,1
G38	311	3	23,1	13	100,0
G39	47	0	0,0	2	15,4
G40	18	0	0,0	0	0,0
G41	556	3	23,1	7	53,8
G51	30	3	23,1	3	23,1
G52	37	3	23,1	5	38,5
G81	1	0	0,0	2	15,4
G104	32	0	0,0	2	15,4
G122	20	0	0,0	1	7,7
G124	30	3	23,1	0	0,0
G125	20	3	23,1	2	15,4
G120	210	0	0,0	4	30,8
G121	10	0	0,0	1	7,7
G123	60	3	23,1	3	23,1

(2) Erstellung und Vergleich von Algorithmen

Mit Überlegungen für sinnvollen Biotopschutz werden Algorithmen zusammengestellt (Tabelle 30): Für ein effizientes Gebietsnetz für Biotopschutz ist wie beim Zielartenschutz die Regel der „Einmaligkeit" bzw. Seltenheitsregeln an erste oder frühe Positionen zu stellen (Algorithmen 4, 5, 6, 8). Gebiete, die in der Region die größte Ausdehnung eines Biotoptypes besitzen, sind fachlich besonders bedeutsam, was mit der Regel „R9 – maximale Ausdehnung" an erster Position in Algorithmus 2 und 3 abgebildet wird. Biotopvielfalt ist ein weiterer prioritärer Wertmaßstab, der in Algorithmus 9 und 10 an erster Position getestet wird. Die „Gebietssumme für Seltenheit" vereint die Wertkriterien „Seltenheit" und „Vielfalt" und wird bei Algorithmus 7 an erster Stelle getestet.
Die weiteren Regelschritte können sinnvoll variiert werden, indem die jeweils nicht an erster Position stehenden Regelanweisungen zur Differenzierung herangezogen werden. Als Abschlußkriterien wird wie bei Zielarten im Sinne der Komplementarität und Effizienz der Auswahl die Regel „R17 – minimale Ähnlichkeit" in den Algorithmen 3, 5, 6, 8 und 9 getestet. Im Sinne eines möglichen Habitatverbundes wird in Algorithmus 10 die Differenzierungsregel „kleinster Abstand" zu schon gewählten Gebieten einbezogen.

Tabelle 30: Algorithmen für Biotopschutz (Basis: Flächenangaben von Zielbiotopen).

Genannte Regeln mit Abkürzungen gemäß Tabelle 25.

	Regelposition 1	**2**	**3**	**4**
Algorithmus 1	R4 Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 2	R9 Maximale Ausdehnung	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 3	R9 Maximale Ausdehnung	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 4	R2 Einmaligkeit	R1 Maximale Seltenheit (Frequenz)	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 5	R6 Maximale Seltenheit (Fläche)	R2 Einmaligkeit	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 6	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 7	R8 Gebietssumme Seltenheit (Fläche)	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 8	R2 Einmaligkeit	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 9	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 10	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R22 Kleinster Abstand (BFL)	

Die Ergebnisse sind in einer Auswahlmatrix (Tabelle 31) dargestellt. Für die einfache Repräsentanz aller Zielbiotope werden je nach Algorithmus zwischen vier und sieben Gebiete mit Flächen zwischen 100 und 1080 ha benötigt. Kein Gebiet ist dabei unersetzbar, so daß sich eine hohe Flexibilität verschiedener Gebietskonfigurationen zur Zielerfüllung ergibt. Für fünffache Repräsentanz aller Zielbiotope sind bereits zwischen 17 und 19 der 26 Gebiete des Testspektrums mit einer Fläche bis zu 1949 ha erforderlich. Hinsichtlich der Effizienz gibt es keine klaren Rangfolgen der Algorithmen. Je nach Repräsentanzziel sind unterschiedliche Algorithmen effizient. Die normative Auswahl der Regeln bestimmt damit über die Höhe der Effizienz.

Tabelle 31: Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten für Biotopschutz durch Algorithmen (Basis: Flächenangaben der Zielbiotope).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5 faches Auftreten der Zielbiotope.
A = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 30
G = ausgewählte Gebietszahl

R	A	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123	G
1	8	x				x								x			x											4
	9					x	x	x			x								x	x						x	x	8
	10					x	x	x			x								x	x						x	x	8
	7					x					x			x													x	4
	4	x				x								x			x											4
	5					x					x			x			x										x	5
	2						x					x		x			x		x									5
	3						x					x		x			x		x									5
	6						x					x		x			x		x									5
	1	x				x	x			x				x					x						x			7
2	9	x				x	x	x		x	x			x		x		x	x	x				x		x	x	14
	10	x				x	x	x		x	x			x		x		x	x	x				x		x	x	14
	4	x				x	x	x			x			x			x		x								x	9
	8	x				x	x	x			x			x			x		x								x	9
	6	x				x	x			x		x	x	x			x		x								x	10
	5					x	x	x	x		x			x			x	x	x					x	x		x	12
	1	x				x				x	x	x	x	x					x				x	x			x	11
	2					x	x			x		x	x	x			x		x						x		x	10
	3					x	x			x		x	x	x			x		x						x		x	10
	7					x	x				x		x	x			x	x	x					x	x		x	11
3	1	x				x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x			x	15
	4	x				x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x			x	15
	6	x				x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x			x	15
	8	x				x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x			x	15
	9	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x		x	x	19
	10	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x		x	x	19
	5	x				x	x	x		x	x		x	x			x	x	x				x	x	x		x	15
	7	x				x	x	x		x	x		x	x			x	x	x				x	x	x		x	15
	2					x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	15
	3					x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x	x	x	16
4	2	x				x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x	x	x	17
	1	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	17
	9	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	21
	10	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	21
	5	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	7	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	4	x	x			x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	17
	6	x	x			x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	17
	8	x	x			x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	17
	3	x	x			x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x	x	x	18
5	1	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	17
	5	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	7	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	9	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	24
	10	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	24
	4	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	6	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	8	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x		x	18
	2	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x	x	x	19
	3	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x				x	x	x	x	x	19

Einige Gebiete werden gemäß Tabelle 31 durch unterschiedliche Algorithmen regelmäßig ausgewählt, obwohl sie für Repräsentanzziele < 3 noch ersetzbar sind. Die Algorithmen erkennen diese Gebiete demnach nach unterschiedlichen Wertmaßstäben als besonders wichtig.

Erst bei höheren Repräsentanzzielen werden einige Gebiete unersetzbar, wenn in der Region weniger Zielbiotope natürlicherweise vorkommen, als im Repräsentanzziel gefordert wird. Im Gegensatz zu den Auswahlergebnissen der Algorithmen für Zielarten gibt es angesichts gleichmäßigerer Attributverteilung über viele Gebiete mehrere Alternativen zum gleichen Repräsentanzziel (hohe Flexibilität): Bei zehn verschiedenen Algorithmen gibt es zum einfachen Repräsentanzniveau sieben Alternativen und selbst zur fünffachen Repräsentanz trotz Unersetzbarkeit einiger Gebiete immer noch vier Alternativen.

4.3.5 Algorithmen für das Teilziel Prozeßschutz

(1) Anwendung einzelner Regeln

Als Datengrundlage für Auswahlalgorithmen zum Prozeßschutz werden die Flächengrößen der in der Zielbestimmung als Attribute abgeleiteten Standortausprägungen in den Gebieten herangezogen (Gebietsanhang G5). Als Vorbedingung wird festgelegt, daß zur Auswahl von Prozeßschutzgebieten im terrestrischen Bereich alle Gebiete ausgeschlossen werden, die infolge Flutung verloren gehen. Bis zum Erreichen eines Endwasserstandes in 5-20 Jahren stellen diese aber zeitweilige interessante Prozeßschutzflächen dar. Zudem sollen nur Gebiete > 30 ha zur Auswahl stehen, welches hier als normative Untergrenze für die sinnvolle Ermöglichung relevanter Prozesse angesehen wird.

Es werden nach der Diskussion zur Regelerstellung zwölf für Prozeßschutz prinzipiell sinnhafte Regeln für die Repräsentanzziele eines mindestens 1, 2, 3, 4 und 5-fachen Vorkommens aller Standortausprägungen im Gebietssystem geprüft. Die Effizienz der Auswahlergebnisse für das jeweilige Repräsentanzziel zeigt Tabelle 32a:
Höchste Effizienz bei einmaliger Repräsentanz besitzt wie beim Biotopschutz die Regel „R8 – Gebietssumme der Seltenheit (Frequenz)". Doch bei höheren Repräsentanzniveaus verschiebt sich die Effizienz, und es sind bereits mindestens 17 Gebiete und mindestens 1435 ha für die fünfmalige Standortrepräsentanz erforderlich (R15). Es führen unterschiedliche Regeln, je nach angestrebtem Repräsentanzziel, zu unterschiedlicher Effizienz. Die normative Festlegung, welche der Regeln bevorzugt wird, entscheidet über die erforderliche Gebietszahl.

Bei Analyse der selektierten Gebiete durch unterschiedliche Regeln werden einige Gebiete stetig ausgewählt (Tabelle 32b): Ähnlich der Auswahl der Biotopschutzgebiete ist auch zur einmaligen Repräsentanz jeder Standortausprägung kein Gebiet zum Prozeßschutz unverzichtbar. Es werden aber bereits bei einmaliger Repräsentation drei Gebiete von mehr als 1/3 aller Regeln immer gewählt. In diesen sind Standortausprägungen vorhanden, die regional seltener als andere sind oder hier in besonderer Größe vorkommen und dann von allen Ausdehnungsregeln selektiert werden (z.B. Schüttrippenbereiche in Profen – G18; größte Erosionbereiche der Region an der Halde Trages – G38). Ab der dreifachen Mindestrepräsentanz werden diese drei Gebiete automatisch unverzichtbar, und weitere Gebiete werden häufig gewählt. Die Flexibilität der Selektion wird hier mit höheren Repräsentanzzielen sehr schnell geringer, da die Standortausprägungen Schüttrippen, Kohleflächen und Fließgerinnedynamik in den zur Auswahl stehenden Vorrangflächen nur vereinzelt vorkommen. Diese bergbau(folge)typischen Standorte wurden oft durch Sanierung kurz nach Abbauende in vielen Gebieten beseitigt.

Ein Vergleich der Gebietsselektion (Tabelle 32b) mit der Datenbasis zeigt, daß wie bei Biotopschutz mit Vielfaltsregeln und Flächengröße diejenigen Gebiete bevorzugt gewählt werden, die entweder viele (kleinflächige) Standorte aufweisen oder die wenige, aber dafür besonders großflächige Standortausprägungen enthalten. Vielfältige Standorte auf kleinem Raum sind für ein Vorranggebietssystem sinnvoll. Sie ermöglichen ein Nebeneinander bzw. eine Durchdringung unterschiedlicher Prozesse. Für Prozeßschutz ist aber auch mittels anderer Regelanweisungen darauf zu achten, daß große Gebiete für das möglichst vollständige Ablaufen natürlicher, ungestörter Prozesse selektiert werden. Auch ist die Verwendung von Ausdehnungsregeln, die sich auf die Quantität des Standortes in einem Gebiet im Vergleich zum Gesamtvorkommen des gleichen Standortes beziehen, besonders relevant (R10-13): Prozeßschutzgebiete sollen gemäß der Zielherleitung natürliche Referenzgebiete auf unterschiedlichen Standorten sein, so daß diejenigen Gebiete in jedem Fall gewählt werden, welche die oben diskutierten Werte integrieren. Demnach sollen die nach den Regelanweisungen R5, R9 und R18 selektierten Gebiete in jedem Fall im Gebietssystem vertreten sein.

Tabelle 32: Selektionsergebnisse für unterschiedliche Repräsentanzziele zum Prozeßschutz unter Anwendung nur einzelner Auswahlregeln (Basis: Flächengrößen der Standortausprägungen).

Repräsentanzziele: Mindestens 1-, 2- und 3-faches Auftreten der Standortausprägungen.

a.) Effizienz der einzelnen Auswahlregeln.
b.) Selektionshäufigkeit einzelner Gebiete bei verschiedenen Regeln (n = 13). Hellgrau unterlegt sind Gebiete , die für das jeweilige Repräsentationsziel von mehr als 1/3 aller Regeln selektiert werden. Dunkelgrau unterlegt sind Gebiete, die von mehr als 2/3 aller Regeln selektiert werden.

a.)

	Anzahl Gebiete					Fläche [ha]				
	Repräsentanzziel					Repräsentanzziel				
Regel	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
R1 – Maximale Seltenheit (Frequenz)	5	6	10	14	16	676	1199	1512	1666	1758
R4 – Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	5	8	12	13	17	676	1211	1529	1574	2022
R5 – Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	3	6	9	13	17	553	1223	1153	1636	1539
R6 – Maximale Seltenheit (Fläche)	7	10	13	15	18	745	885	1443	1507	1592
R7 – Durchschnittliche Seltenheit (Fläche)	8	12	15	18	20	232	1048	1336	1492	1801
R8 – Gebietssumme der Seltenheit (Fläche)	7	8	11	14	16	231	830	1231	1690	1732
R9 – Maximale Ausdehnung	4	7	12	16	17	1113	1226	1639	1805	2025
R10 – Durchschnittliche Ausdehnung	5	8	12	16	19	797	1280	1698	1990	2073
R11 – Gebietssumme Ausdehnung	4	7	11	14	17	1089	1226	1609	1869	1983
R13 – Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	3	6	10	12	15	553	1076	1348	1417	1539
R18 – Größe des Gebietes	14	17	23	23	23	1967	2057	2165	2165	2165
R15 - Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	8	12	15	16	19	417	1051	1225	1435	1562

b.)

		Repräsentanzziel 1		Repräsentanzziel 3	
Gebiet	Größe [ha]	Selektionshäufigkeit	[%]	Selektionshäufigkeit	[%]
G9	25,0	1	7,7	4	30,8
G13	236,0	6	46,2	7	53,8
G15	30,0	10	76,9	12	92,3
G16	89,0	7	53,8	10	76,9
G17	10,0	9	69,2	12	92,3
G18	30,0	3	23,1	7	53,8
G22	80,0	2	15,4	11	84,6
G26	35,0	2	15,4	3	23,1
G29	10,0	0	0,0	4	30,8
G32	15,0	4	30,8	6	46,2
G36	32,0	2	15,4	2	15,4
G37	212,0	5	38,5	9	69,2
G38	311,0	10	76,9	13	100,0
G39	47,0	2	15,4	6	46,2
G40	18,0	0	0,0	2	15,4
G41	556,0	5	38,5	13	100,0
G51	30,0	2	15,4	3	23,1
G52	37,0	4	30,8	8	61,5
G81	1,0	2	15,4	2	15,4
G104	32,0	2	15,4	2	15,4
G122	20,0	4	30,8	8	61,5
G124	30,0	0	0,0	13	100,0
G125	20,0	1	7,7	4	30,8
G120	210,0	3	23,1	2	15,4
G121	10,0	1	7,7	2	15,4
G123	60,0	2	15,4	8	61,5

(2) Erstellung und Vergleich von Algorithmen

Mit Überlegungen für sinnvollen Prozeßschutz werden die Regeln zu Algorithmen kombiniert (Tabelle 33). Für ein Gebietsnetz für Prozeßschutz ist wie bei den anderen Naturschutzzielen die Regel der „Einmaligkeit" bzw. Seltenheitsregeln an erste oder frühe Positionen zu stellen (Algorithmen 1, 4, 5, 6, 8, 11, 12). Gebiete, die in der Region die größte Ausdehnung eines Standortes besitzen, sind für Prozeßschutz besonders bedeutsam, da standortypische Prozesse vollständiger ablaufen können, welches mit der Regel „R9 – maximale Ausdehnung" an erster Position in den Algorithmen 2 und 3 abgebildet wird. Standortsvielfalt ist für Prozeßschutz ein weiterer prioritärer Wertmaßstab, der in den Algorithmen 9 und 10 an erster Position getestet wird. Die Gebietssumme für Seltenheit vereint die Wertkriterien Seltenheit und Vielfalt und soll in einem weiteren Algorithmus an erster Position stehen (Algorithmus 7).
Die weiteren Regelschritte können sinnvoll variiert werden, indem die jeweils nicht an erster Stelle stehenden Regelanweisungen anderer Algorithmen zur Differenzierung herangezogen werden. Als Abschlußschritte wird wie bei Zielarten im Sinne der Komplementarität und Effizienz der Auswahl die Regel „R17 – minimale Ähnlichkeit" in den Algorithmen 3, 5, 6, 8 und 9 eingesetzt. Im Sinne eines möglichst gleichmäßigen Referenzflächennetzes über die Region wird in Algorithmus 11 die Regel R23 „größter Abstand" herangezogen. Da Prozeßschutz viel Raum benötigt, wird die Regel „R19 – größtes Gebiet" im Algorithmus 12 als Differenzierungsregel einbezogen.

Tabelle 33: Algorithmen für Prozeßschutz (Basis: Flächenangaben der Standortausprägungen).

Regeln mit Abkürzungen gemäß Tabelle 25.

	Regelposition 1	**2**	**3**	**4**
Algorithmus 1	R4 Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 2	R9 Maximale Ausdehnung	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 3	R9 Maximale Ausdehnung	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 4	R2 Einmaligkeit	R1 Maximale Seltenheit (Frequenz)	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 5	R6 Maximale Seltenheit (Fläche)	R2 Einmaligkeit	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 6	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 7	R8 Gebietssumme Seltenheit (Fläche)	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 8	R2 Einmaligkeit	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 9	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 10 **(spez. Prozeß)**	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R23 Größter Abstand (BFL)	
Algorithmus 11 **(spez. Prozeß)**	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R23 Größter Abstand (BFL)	
Algorithmus 12 **(spez. Prozeß)**	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R19 Größtes Gebiet	

Die Ergebnisse sind in Tabelle 34 als Auswahlmatrix dargestellt. Für die einfache Repräsentanz aller Standortausprägungen werden je nach Algorithmus zwischen drei und sieben Gebiete mit Flächen zwischen 75 und 1113 ha ausgewählt. Kein Gebiet ist dabei unersetzbar, so daß sich eine hohe Flexibilität verschiedener Gebietskonfigurationen zur Zielerfüllung ergibt. Die Gebiets- und Flächenansprüche an das Mindestgebietssystem steigen natürlicherweise mit höheren Repräsentanzzielen. Für das Repräsentanzziel eines mindestens fünfmaligen Vorkommens aller Attribute im Gebietssystem sind schon zwischen 16 und 21 Gebieten der 26 Testgebiete mit einer Fläche von 1650 bis 2025 ha erforderlich. Im Sinne eines ausreichenden Mindestraumes für Prozeßschutz ist diejenige Gebietskonfiguation zu wählen, welche die größten Gebiete beinhaltet. Dies wird nach diesem Algorithmentest nicht nur durch Algorithmus 12, der Gebietsgröße als explizite Regel enthält, sondern auch durch die Algorithmen 2, 3, 6 und 11 erreicht.

Hinsichtlich der Effizienz gibt es keine klaren Rangfolgen der Algorithmen. Je nach Repräsentanzziel sind unterschiedliche Algorithmen effizient, wobei Algorithmus 9 stets unter den drei effizientesten Algorithmen vorkommt. Die normative Auswahl der Regeln und der Gebietskonfiguration, die fachlich motiviert sein sollte, bestimmt aber über die Höhe der Effizienz: Angesichts der begründeten Forderung nach viel Raum für Prozeßschutz und Einbeziehung der größten selektierten Gebiete soll die Effizienz für Prozeßschutz nicht zur vordergründigen Beurteilung des Gebietssystemes herangezogen werden.
Angesichts gleichmäßiger Attributverteilung über alle 26 Testgebiete gibt es analog zu den Ergebnissen für Biotopschutz eine hohe Flexibilität der Auswahl: Bei zwölf verschiedenen Algorithmen bestehen zur einfachen Repräsentanz aller Attribute sechs Alternativkonfigurationen, zur fünffachen Repräsentanz trotz zunehmender Unersetzbarkeit einiger Gebiete immer noch fünf Alternativen.

Einige Gebiete werden durch unterschiedliche Algorithmen auch schon bei niedrigen Repräsentanzzielen regelmäßig ausgewählt, obwohl sie für die jeweiligen Repräsentanzniveaus noch ersetzbar sind. Diese Gebiete können als besonders prioritär eingestuft werden, da sie verschiedene Wertmaßstäbe gleichermaßen abbilden. Es sollen dann diejenige Gebietskonfigurationen gewählt werden, die diese Gebiete beinhalten (hier für bereits zweimalige Repräsentanz bei mindestens 50 % der Algorithmen selektiert: G15, G17, G22, G37, G38, G41, G123, Tabelle 34). Erst bei noch höheren Repräsentanzzielen werden viele dieser Gebiete, aber nicht alle (z.B. G13), unersetzbar.

4.4 Einzelgebietsbewertungen: Methodenspezifizierung und Ergebnisse einer Auswahl nach Rangfolgen

4.4.1 Begründung von "wertbestimmenden Kriterien"

Die Einzelgebietsbewertung basiert auf der Erstellung von Rangfolgen für Gebiete, die sich anhand „wertbestimmender Kriterien" bestimmen läßt (methodische Grundzüge Kapitel 1.3.3). Zum Vergleich der mittels iterativer Algorithmen ausgewählten Vorranggebiete mit Ergebnissen eines anderen Auswahlverfahrens wird im folgenden für das gleiche Testspektrum und auf derselben Datenbasis eine Einzelgebietsbewertung mit Rangfolgebildung und anknüpfender linearer Auswahl durchgeführt.

Zunächst müssen dazu wertbestimmende Kriterien abgeleitet werden, die für hier verfolgten Naturschutzziele in der Bergbaufolgelandschaft sinnvoll sind. Um eine Übertragbarkeit der Methode weiter zu gewährleisten, werden regionsübertragbare Prinzipien einbezogen. Innerhalb des in Kapitel 1.3.3 bereits beschriebenen methodischen Rahmens (PLACHTER 1994) wird somit ein geeignetes Bewertungsverfahren zur Rangfolgebildung als Grundlage einer diesbezüglichen Vorranggebietsauswahl spezifiziert.

Tabelle 34: Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten zum Prozeßschutz durch Algorithmen (Basis: Flächenangaben der Standortausprägungen).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5-faches Auftreten der Standortausprägungen.
A = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 33
G = ausgewählte Gebietszahl

R	A	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123	G
1	8			x									x	x														3
	9			x		x	x			x									x	x		x				x		8
	10			x		x	x			x									x	x		x				x		8
	5			x	x	x	x				x								x			x						7
	7			x	x	x	x				x								x			x						7
	4			x				x						x														3
	1		x	x	x	x								x														5
	2		x			x								x			x											4
	3		x			x								x			x											4
	6		x			x								x			x											4
	11		x			x								x			x											4
	12		x			x								x			x											4
2	9			x		x	x	x	x	x	x		x						x	x		x				x	x	13
	10			x		x	x	x	x	x	x		x						x	x		x				x	x	13
	5			x	x	x	x	x			x						x					x						8
	7			x	x	x	x	x			x						x					x						8
	4		x	x		x		x						x			x											6
	8		x	x		x		x						x			x											6
	2			x		x							x	x	x		x										x	7
	3			x		x							x	x	x		x										x	7
	6			x		x							x	x	x		x										x	7
	11			x		x							x	x	x		x										x	7
	12			x		x							x	x	x		x										x	7
	1	8				x			x				x	x			x				x		x					8
3	9			x		x	x	x	x	x		x	x	x				x	x	x		x	x			x		15
	10			x		x	x	x	x	x		x	x	x				x	x	x		x	x			x		15
	4			x	x	x		x		x				x			x					x	x					9
	8			x	x	x		x		x				x			x		x				x					9
	7			x	x	x	x	x			x			x			x					x	x				x	11
	5			x	x	x	x	x			x			x			x		x			x	x				x	12
	1		x	x	x	x		x		x	x		x	x			x					x	x			x		12
	2		x	x		x		x					x	x	x		x		x				x				x	11
	12		x	x		x		x					x	x	x		x		x				x				x	11
	3		x	x		x	x	x					x	x	x		x		x				x				x	12
	6		x	x	x	x		x					x	x	x		x		x		x		x				x	13
	11		x	x	x	x		x					x	x	x		x		x		x		x				x	13
4	11		x	x		x	x	x					x	x	x		x		x			x	x		x		x	14
	9			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	20
	1		x	x		x		x		x		x	x	x			x		x			x	x			x		13
	4		x	x	x	x		x		x	x		x	x			x		x			x	x					13
	8		x	x	x	x		x		x	x		x	x			x		x			x	x					13
	5			x	x	x	x	x			x		x	x			x		x			x	x		x		x	14
	7			x	x	x	x	x			x		x	x			x		x			x	x		x		x	14
	2		x	x		x	x	x					x	x	x		x		x			x	x		x		x	14
	6		x	x		x	x	x					x	x	x		x		x			x	x		x		x	14
	12		x	x		x	x	x					x	x	x		x		x			x	x		x		x	14
	3		x	x	x	x	x	x					x	x	x		x		x		x	x	x		x		x	16
5	9			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	21
	5			x	x	x	x	x			x	x	x	x			x		x			x	x		x	x	x	16
	7			x	x	x	x	x			x	x	x	x			x		x			x	x		x	x	x	16
	4		x	x	x	x	x	x		x	x		x	x			x		x		x	x	x				x	16
	8		x	x	x	x	x	x		x	x		x	x			x		x		x	x	x				x	16
	1		x	x	x	x	x	x				x	x	x			x		x		x	x	x		x		x	16
	2		x	x	x	x	x	x					x	x	x		x		x		x	x	x		x		x	16
	6		x	x	x	x	x	x					x	x	x		x		x		x	x	x		x		x	16
	11		x	x	x	x	x	x					x	x	x		x		x		x	x	x		x		x	16
	12		x	x	x	x	x	x					x	x	x		x		x		x	x	x		x		x	16
	3		x	x	x	x	x	x	x				x	x	x		x		x		x	x	x		x		x	17

„Wertbestimmende Kriterien" stellen die Meßgrößen der Bewertung dar (PLACHTER 1992, 1994). Ihre Ableitung entspricht der Begründung von Regeln bei Algorithmen. Auch für wertbestimmende Kriterien können unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe wie „Seltenheit", „Vielfalt", „Größe" zugrunde gelegt werden. Im Unterschied zu den Regelanweisungen, die zu Algorithmen zusammengesetzt werden, dient aber hier jeweils ein wertbestimmendes Kriterium allein zur Ableitung von Werten für Einzelgebiete und führt zur Rangfolgebildung („Ranking") zwischen den Gebieten. Formale Voraussetzung ist wie für Algorithmen eine vergleichbare Datentiefe zu den einzelnen Gebieten.

Für die letztliche Auswahl von Vorranggebieten nach vorliegenden Rangfolgen muß analog dem Repräsentanzziel bei Algorithmen ein Auswahlziel formuliert werden, z.B.

- Wähle die drei (fünf, zehn, x) höchstwertigsten Gebiete aus.
- Wähle von den höchst- zu den geringwertigsten Gebieten solange Gebiete aus, bis mindestens eine bestimmte Gebietszahl (oder Flächengröße) erreicht ist.
- Wähle von den höchst- zu den geringwertigsten Gebieten solange Gebiet aus, bis ein definiertes Repräsentanzziel für Attribute erreicht ist (= Repräsentanzziel der Algorithmenverfahren). Zum Vergleich von Algorithmenmethode mit der Rangfolgeselektion soll diese Auswahlanleitung gelten.

In Kompatibilität zu den Regelanweisungen der Algorithmen aus Tabelle 25 und den zugrundeliegenden Erläuterungen (Kapitel 4.3.1) werden wichtige wertbestimmende Kriterien herausgefiltert, wobei einige Algorithmenregeln nicht sinnvoll in wertbestimmende Kriterien transformiert werden können. Dafür treten für einige Teilziele, vor allem für Prozeßschutz, spezielle Einzelkriterien zur Gebietsbewertung hinzu (Tabelle 35):

- Für Prozeßschutz wird abgeleitet, daß die **Morpho- und Hydrodynamik** im Gebiet wertbestimmend ist, da damit bergbaufolgetypische Prozesse einbezogen werden. Gebiete mit hoher Morpho- oder Hydrodynamik erhalten danach hohe Werte für Prozeßschutz.

- Der **Anteil an tertiärem Substrat** ist nach eigenen Sukzessionsuntersuchungen (in DURKA ET AL. 1997a, b, vgl. Kapitel 2.4 zu Prozeßschutz) für den Verlauf und die Geschwindigkeit der Sukzession auf Rohboden verantwortlich. Ein hoher Anteil an tertiärem Substrat verzögert dabei die Vegetationsentwicklung. Daraus resultieren Morphodynamik und bergbaufolgetypische Erscheinungsbilder, die eine Eignung für Prozeßschutz begründen. Zugleich wird ein langfristiges Bestehen nährstoffarmen Offenlandes ermöglicht, das als Habitat Bedeutung für viele Zielarten besitzt. Der Anteil an tertiärem Substrat in einem Gebiet und die Flächengröße ist demnach auch ein wertbestimmendes Kriterium für Zielartenschutz und darin für Offenlandarten (z.B. Heuschrecken *Sphingonotus caerulans*, *Oedipoda caerulescens*, Brutvögel Flußuferläufer, Brachpieper, Steinschmätzer).

- Die **Größe** von Gebieten ist besonders für Prozeßschutz relevant: Je größer ein Gebiet ist, desto ungestörter von menschlichen Nutzungseinflüssen können Prozesse im Gebietsinneren ablaufen. Große Gebiete sind für Prozeßschutz damit höherwertiger als kleine.

Tabelle 35: Wertbestimmende Kriterien für eine Einzelgebietsbewertung in Kompatibilität zu den Regeln der Auswahlalgorithmen.

Attribut = konkretes Schutzgut:
für Teilziel Artenschutz (ZA): Zielart-Vorkommen, Populationsgröße, Zielarthabitat, Flächenangabe,
für Teilziel Biotopschutz (BT): Zielbiotop, - Anwesenheit und Fläche,
für Teilziel Prozeßschutz (PR): Standortausprägung, -Anwesenheit und Fläche

Einschätzung der Regelsinnhaftigkeit
0 indifferent, fallspezifisch positiv oder negativ
+ geeignet oder wichtig
++ in jedem Fall in die Bewertung einzubeziehen

Nr.	Kompatibel zu Regel Tab.25	Bezeichnung	Berechnung	Bewertungs-Prinzip (höchster Wert)	Wertmaßstab	Sinnvoll für Ziel: ZA	BT	PR
1	R5	**Gebietssume der Seltenheit (Frequenz)**	Summe der Seltenheitswerte der Attribute im Gebiet	Gebiet mit der größten Gebietssumme	Seltenheit + Vielfalt	+	+	+
2	R11	**Gebietssumme der Ausdehnung**	Summierung aller Ausdehnungswerte der vorkommenden Attribute im Gebiet	Gebiet mit der größten Gebietssumme	Repräsentanz + Vielfalt	+	+	+
3	R12	**Attributvielfalt (Frequenz)**	Anzahl der vorkommenden Attribute im Gebiet	Gebiet mit größter Attributzahl	Vielfalt	+	+	+
4	R19	**Größtes Gebiet**	Gebietsgröße	Größtes Gebiet	Raum	+	0	++
5		**Morpho- und Hydrodynamik**	Betroffenen Gebietsfläche (Vier ordinale Klassen)	Gebiet mit höchstem Anteil	Speziell für einzelne Ziele	0	0	++
6		**Anteil tertiäres Substrate**	Flächenanteile tertiären Substates	Größter Anteil		+	0	++

4.4.2 Ermittlung des Verlaufes der Wertzuweisung: "Zustands-Wertigkeits-Relationen"

Nachdem wertbestimmende Kriterien mit zugehörigen Bewertungsprinzipien herausgearbeitet wurden, muß nun (1) eine Normierung von Werten und (2) die genaue Ermittlung des Verlaufes der Wertzuweisung erfolgen, mit der jeder Ausprägung des wertbestimmenden Kriteriums ein Wert zugeordnet werden kann. Hierfür gibt es angesichts der verbreiteten Praxis folgende Überlegungen:

(1) Prinzipiell können die Ausprägungen der wertbestimmenden Kriterien einfach der Größe nach aufgelistet und direkt als Werte aufgefaßt werden (z.B. RECK 1996, FREITAG ET AL. 1997). Wenn beispielsweise die Gebietsgröße als wertbestimmend abgeleitet wurde, so sind dann die Gebietsgrößen direkt als Werte aufzufassen. Dieses Vorgehen ist prinzipiell tauglich. Nachteil dabei ist aber eine fehlende Vergleichbarkeit von Werthöhen, wenn Bewertungsergebnisse verschiedener Kriterien verglichen oder kombiniert werden sollen. So ist nicht zu erkennen, ob das Gebiet aufgrund seiner Größe höherwertiger ist als nach seiner Attributzahl, da Größe und Attributzahl in absoluten Zahlen und verschiedenen Größenordnungen angegeben werden. Die Einbeziehung bzw. ein Vergleich unterschiedlicher Kriterien ist aber nötig, da jedes Kriterium definitionsgemäß nur einen einzelnen Bewertungaspekt liefert, aber für eine fundierte Bewertung verschiedene Aspekte berücksichtigt werden müssen (PLACHTER 1994). Daher soll eine gleichartige Normierung der Bewertungsergebnisse verschiedener Kriterien erfolgen.

(2) Für den Verlauf der Wertsteigerung sind willkürliche Annahmen verbreitet: So werden oft ordinale Werteklassen gebildet und linear nacheinander angeordnet, obwohl vielleicht exponentielle Zuwächse ein geeigneteres Abbild einer fachlich sinnvollen Wertsteigerung wären. Manchmal wird exponentieller Wertzuwachs angenommen, obwohl dieser nicht belegt ist. Dieses führt zu fehlender Nachvollziehbarkeit und Akzeptanz vieler Bewertungen (SCHERNER 1995). Erforderlich ist somit eine nachvollziehbare Herleitung des genauen Wertzuweisungsverlaufes.

Die genannten Erfordernisse werden erfüllt, indem für jedes wertbestimmende Kriterium eine „Zustands-Wertigkeits-Relation" als Funktion einer Wertzuweisung ermittelt wird. Die grundlegenden Schritte der Erstellung von Zustands-Wertigkeits-Relationen mit Normierung der Werte und Ermittlung des genauen Wertzuweisungsverlaufes folgt mit eigenen zielführenden Modifizierungen dem methodischen Rahmen von PLACHTER (1992, 1994), der mit verschiedenen Anwendungsbeispielen inzwischen mehrfach erprobt ist (ALTMOOS 1994, 1996, BEINLICH ET AL. 1995b, HEIDT & PLACHTER 1996), Abbildung 27 und folgende hier spezifizierte Arbeitsschritte (1) bis (3).

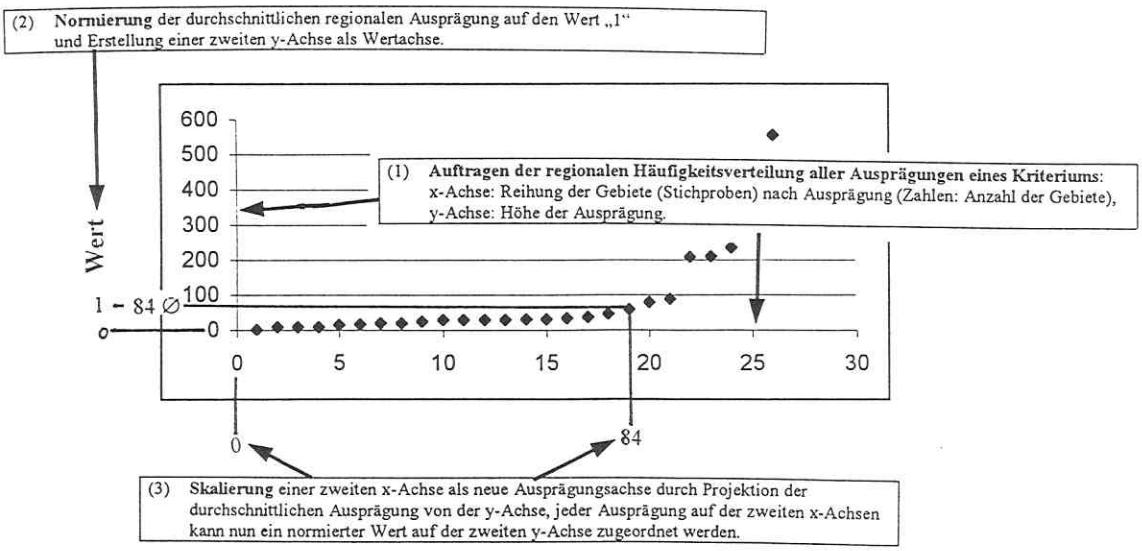


Abbildung 27: Erstellung und Normierung von „Zustands-Wertigkeits-Relationen".

(1)-(3) Arbeitsschritte, siehe Text.

Arbeitsschritt (1):
Die Ausprägungen des wertbestimmenden Kriteriums eines repräsentativen regionalen Testspektrums oder aller Gebiete werden nach ihrer Größe im Koordinatensystem auf der x-Achse, die Ausprägungsmaße entsprechend auf der y-Achse aufgetragen. Es ergibt sich näherungsweise ein Kurven- oder Geradenverlauf. Der Schnittpunkt beider Achsen erhält grundsätzlich den Wert 0.

Arbeitsschritt (2):
Die in den Untersuchungen ermittelte durchschnittliche Ausprägung der wertbestimmenden Kriterien (arithmetisches Mittel) wird auf einer anzulegenden zweiten y-Achse auf den Wert 1 normiert. Dieser Wert bringt damit eine „durchschnittliche Wertigkeit" zum Ausdruck. Die Normierung auf einen Wert im mittleren Bereich des Ausprägungsspektrums führt aus mathematischen Gründen zu einer größeren Aussagesicherheit der Wertzuordnung als die Normierung von Grenzwerten (z.B. Maximalwerte), die Sonderfälle sein können. Da nun die Werte 0 und 1 festliegen, kann anhand des Kurven- oder Geradenverlaufes die neue y-Achse als Werteachse skaliert werden.

Arbeitsschritt (3):
Das auf der ersten y-Achse aufgetragene Maß für die durchschnitlliche Ausprägung muß auf eine zweite x-Achse übertragen werden. Danach kann gemäß des Kurven- oder Geradenverlaufes anhand der zweiten x- und y-Achse jeder Ausprägung („Zustand") ein Wert („Wertigkeit") zugeordnet werden („Zustands-Wertigkeits-Relation"). Die aufgetragene regionale Verteilung der Ausprägungen entspricht somit in nachvollziehbarer Weise einem Wertzuweisungsverlauf.

Die Ergebnisse jedes einzelnen wertbestimmenden Kriteriums bilden unterschiedliche wertbestimmende Eigenschaften für ein Teilziel ab. Da die den verschiedenen Kriterien zugrundeliegenden Wertmaßstäbe wie Seltenheit oder Vielfalt nicht von vorneherein gegeneinander abgewogen oder gewichtet werden dürfen (außer nach normativen Konsensentscheidungen, WIEGLEB 1997), sollen die unterschiedlichen Kriterien für ein Teilziel gleichermaßen einbezogen werden. Beispielsweise sind für Prozeßschutz nicht nur „Größe der Morphodynamik" relevant, sondern gleichermaßen auch andere Eigenschaften wie „Hydrodynamik", „Standortsvielfalt", „Anteil tertiären Substrates"; es kann nicht eindeutig ein „einzig optimales Kriterium" für Prozeßschutz festgesetzt werden. Dazu stellt sich die Frage, wie zur umfassenden Bewertung eines Gebietes die verschiedenen und gleichermaßen sinnvollen wertbestimmenden Kriterien zu den einzelnen Teilzielen einbezogen und verknüpft werden können:

Zunächst müssen die einzubeziehenden Kriterien in ihren Merkmalen voneinander unabhängig sein (PLACHTER 1994, HEIDT & PLACHTER 1996): Es soll nicht mit verschiedenen wertbestimmenden Kriterien, die den gleichen Indikator gebrauchen, jeweils das gleiche indiziert bzw. bewertet werden. So werden hier bei wertbestimmenden Kriterien zu „Seltenheitssumme" und „Ausdehnungssumme" (Tabelle 35) die Attributvielfalt einbezogen. Wenn demnach Attributvielfalt als eigenes Kriterium verwendet wird, darf nicht Ausdehnungssumme oder Seltenheitssumme noch einmal damit verknüpft werden und umgekehrt.

Die Verknüpfung der einzelnen Bewertungsergebnisse zu einem Endergebnis erfolgt mangels bestehender Fachkonventionen durch die einfache additive Form mit Bildung des arithmetischen Mittels. Gewichtungen einzelner Kriterien sind denkbar, erfordern jedoch eine hohe normative Komplexität und sollen vermieden werden. Durch jede Verknüpfung kommt es zu gegenseitigen Beeinflussungen von Werten mit folgenden Effekten:

- Hohe und geringe Bewertungsergebnisse einzelner Themenbereiche werden durch die Bildung des arithmetischen Mittels nivelliert. Beispielsweise kann ein Gebiet mit hoher Morphodynamik für Prozeßschutz hochwertig sein, besitzt aber keine seltene Standortausprägung im Sinne der Seltenheitskriterien. Nach Verknüpfung der jeweiligen Kriterien erhält das Gebiet einen "mittleren Wert".
- Wenn versehentlich zwei nicht voneinader unabhängige Kriterien verwendet werden, sind gleichartige Tendenzen der Wertzuweisung feststellbar. Eine Verstärkung der Bewertungsergebnisse bei Berücksichtigung beider Themenbereiche findet statt.

Das Bewertungsendergebnis verändert sich demnach mit dem Blickwinkel und der Anzahl benutzter wertbestimmender Kriterien.

Vor einer Verknüpfung soll für jedes verwendete Kriterium dessen Bewertungsergebnis angegeben und verbal diskutiert werden. So können Nivellierungen und Verstärkungen im Endergebnis erkannt und interpretiert werden. Wo dies aufgrund der Bewertungsaufgabe möglich ist, sollte auf mathematische Verknüpfungen ganz verzichtet werden. Das Kriterium mit dem höchsten Wert kann dann als entscheidend für das Bewertungsendergebnis herangezogen werden (z.B. BEINLICH ET AL. 1995b).
Für die Anwendung des entwickelten Bewertungsverfahrens wird vor diesem Hintergrund folgende gleichrangige Darstellung der Bewertungsergebnisse empfohlen, um eine Explizitheit der Einzelgebietsbewertung zu ermöglichen:

- Angabe des Bewertungsendergebnisses nach Verknüpfung (arithmetisches Mittel),
- Angabe des Kriteriums und Themenbereiches mit dem höchsten Wert,
- Summe aus allen Bewertungsergebnissen.

4.4.3 Probleme und Randbedingungen von "Zustands-Wertigkeits-Relationen"

(1) Repräsentativität und Vollständigkeit

Für die Entwicklung von zuverlässigen Zustands-Wertigkeits-Relationen sind möglichst viele Daten zu Ausprägungen der wertbestimmenden Kriterien aus dem Referenzraum erforderlich. Hier wurden 26 Testgebiete als repräsentatives Testspektrum ausgewählt und sie erfüllen diese Forderung. Mit zunehmender Stichprobenzahl steigt grundsätzlich die Genauigkeit in den Wertzuweisungen. Vollständige Repräsentativität und Genauigkeit würde erreicht, wenn alle Gebiete herangezogen werden. Dieses ist jedoch wie hier nicht immer möglich. Die Auswahl repräsentativer Stichproben stellt demnach stets einen Kompromiß zwischen Erfassungsaufwand und Genaugigkeit dar, wie er grundsätzlich für jede Modellbildung erfolgt.

Es ist möglich, daß die Ausprägungen der gewählten wertbestimmenden Kriterien und die zugehörigen Normierungswerte nur einen Ausschnitt aus einem größeren Ausprägungsspektrum darstellen. Dann gibt es zwei sinnvolle Normierungsmöglichkeiten bei Auftreten weiterer Ausprägungen, die bewertet werden sollen:

- Höhere Ausprägungen erhalten automatisch den bisher festgestellten Maximalwert. Nachteil ist die Nichtberücksichtigung möglicher großer Wertsteigerungen anhand des bislang ermittelten Kurvenverlaufes.
- Der Verlauf der Zustands-Wertigkeits-Relation kann anhand des bisherigen Spektrums gleichsinnig fortgeführt und danach können die Werte extrapoliert werden. Unsicherheit bestehen, da der genaue weitere Wertzuweisungsverlauf nicht mit Zwischendaten abgesichert werden und sich deshalb anders als bislang verhalten kann, z.B. nach exponentiellem Kurvenverlauf im belegten Untersuchungsbereich kann im nicht mehr belegten Untersuchungsbereich eine logistische Angleichung der Werte erfolgen. Dennoch soll dieser Möglichkeit hier Vorrang eingeräumt werden, da damit Wertsteigerungen im Gegensatz zur bloßen Angabe der bisherigen Maximalwerte abgebildet werden können, wenn auch oberhalb des bisherigen Maximalwertes besondere Unschärfen zu erwarten sind.

(2) Unschärfe der Wertzuweisung

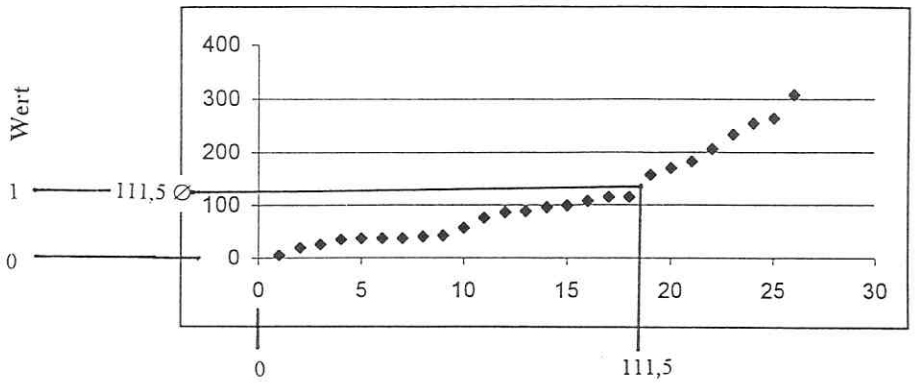
Zustands-Wertigkeits-Relationen unterliegen wie jedes normative Routineverfahren einer Ungenauigkeit in der Wertzuweisung (PLACHTER 1992). Die Größenordnung der Unschärfe hängt von der Stichprobenzahl und Repräsentativität des Testspektrums sowie von möglichen Unschärfen bei der Erfassung der Attribute ab. Werden Zustands-Wertigkeits-Relationen durch gemittelte Ausgleichsfunktionen zwischen den

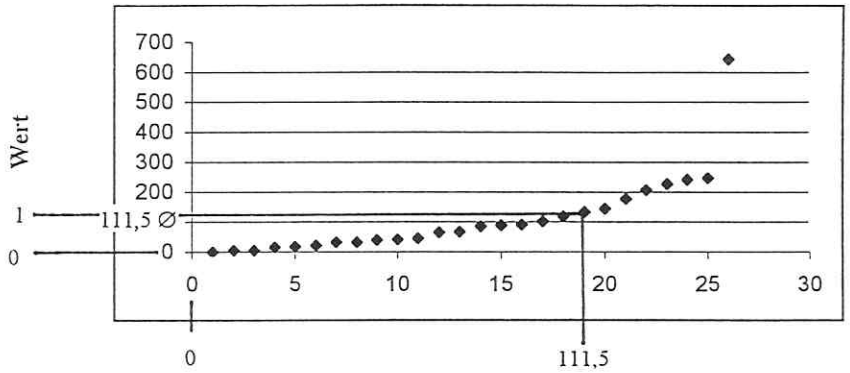
Datenpunkten des Ausprägungsspektrums entwickelt, so wird diese grundsätzliche Unschärfe nochmals verstärkt.
Die Unschärfe kann hier nicht als numerisches Größenintervall nachvollziehbar angegeben werden, doch nach den Methoden der Datenerhebung und der Repräsentativität der Testgebiete wird auf nur kleine und akzeptable Unschärfen in somit insgesamt tauglichen Zustands-Wertigkeits-Relationen geschlossen. Werte dürfen danach aber niemals wie exakte Meßgrößen interpretiert werden, sondern als nachvollziehbar abgeleitete Größentendenzen eines normativen Wertes.

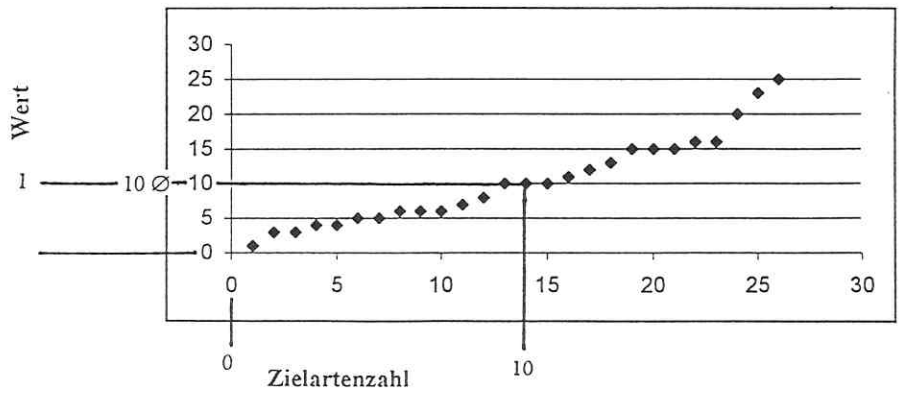
4.4.4 Gebietsrangfolgen und Auswahl für das Teilziel Zielartenschutz

Für Zielartenschutz werden die drei wertbestimmenden Kriterien „Gebietssumme der Seltenheit", „Gebietssumme der Ausdehnung" und „Attributvielfalt" als besonders relevant ausgewählt. Gemäß den verschiedenen Aussageebenen direkter und indirekter Bewertung für Zielartenschutz wird jedes der drei Kriterien für Arten und für Habitate getrennt betrachtet, so daß für Zielartenschutz sechs wertbestimmende Kriterien gleichrangig verwendet werden. Als Datenbasis dient hier die größte Informationstiefe der direkten Bewertung (Basis: Quantitative Vorkommensangaben der Zielart) und der indirekten Bewertung (Fläche des Habitates). Für sechs sinnvolle wertbestimmende Kriterien werden Zustands-Wertigkeits-Relationen erarbeitet (Abbildung 28).

Die Ergebnisse der Einzelgebietsbewertung für Zielartenschutz sind in Form von Rangfolgen mit Angabe der zugehörigen Werte in Tabelle 36 dargelegt. Die Rangfolgen nach unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien befinden sich im Anhang „Auswahlmatrizen".
Während für die verschiedenen Kriterien Artenzahl, Seltenheitssumme und Ausdehnungssumme das Gebiet G41 (Bockwitz) übereinstimmend als wertvollstes Gebiet bezeichnet wird, variiert gemäß den verschiedenen Aussagen unterschiedlicher Kriterien die weitere Rangfolge. Große Rangunterschiede (> 5 Ränge) zwischen den verschiedenen Bewertungsblickwinkeln bleiben hier aber aus. Letzteres kann regionsspezifisch mit der zufälligen Zielartverbreitung und Gebietsbeschaffenheit erklärt werden, bei der Gebiete mit großer Artenzahl sehr viele seltene Arten und zumindest einige Attributausprägungen in großer Ausdehnung besitzen. Nach Bockwitz (G41) sind dies die Gebiete G16 (Restloch Werben), G38 (Halde Trages), G51 (Thränaer Lachen) und G120 (Restloch Zechau). Damit stehen für unterschiedliche und jeweils fachlich sinnvolle Bewertungsblickwinkel die wertvollsten Gebiete eindeutig fest.
Die unterschiedlichen Verknüpfungsmöglichkeiten zur Zusammenführung der verschiedenen Bewertungskriterien zeigen für die vier höchstwertigen Gebiete eine übereinstimmende Rangfolge (Tabelle 36). In mittleren und unteren Rängen sind weiterhin nur wenige Variationen zu erkennen, so daß hier die normative Festlegung auf eine der drei grundsätzlich tauglichen Verknüpfungsmöglichkeiten ohne große Folgen für die Auswahl bleibt.
Die Auswahl für ein Vorrangflächensystem folgt linear mit absteigendem Werterang. Um einen späteren Vergleich der Effizienz von Rangfolgeauswahl und Auswahlalgorithmen zu ermöglichen, soll die Auswahl jeweils bis zur mindestens ein-, zwei- und dreimaligen Repräsentanz aller Attribute durchgeführt werden. Für die einfache Repräsentanz werden danach je nach Kriterium zwischen sechs und acht Gebiete, für die zweimalige Repräsentanz zwischen 15 und 16 Gebiete und für die dreifache Repräsentanz zwischen 18 und 23 Gebiete ausgewählt. Die Auswahlunterschiede zwischen den Bewertungsblickwinkeln sind hier gering. Nach Verknüpfungen werden sogar für die dreimalige Repräsentanz übereinstimmend die 23 gleichen Gebiete ausgewählt.

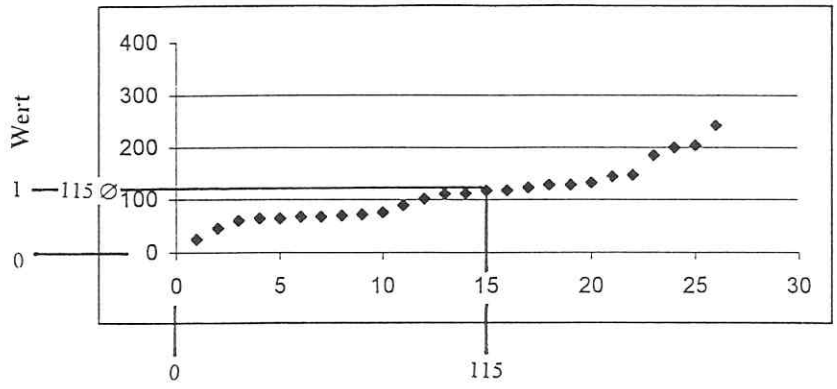




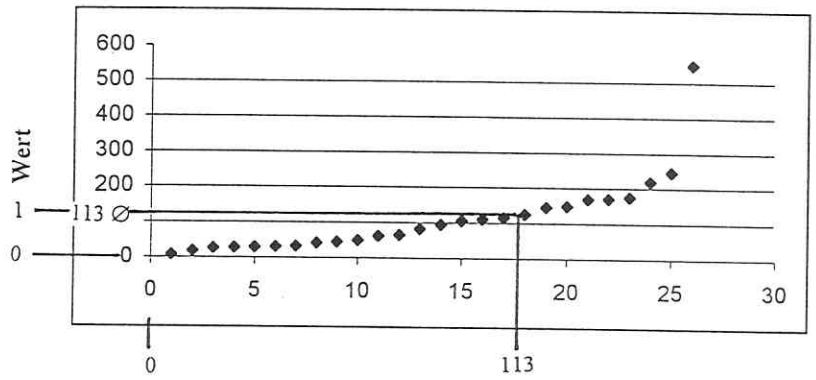


Direkte Bewertung - Artvorkommen

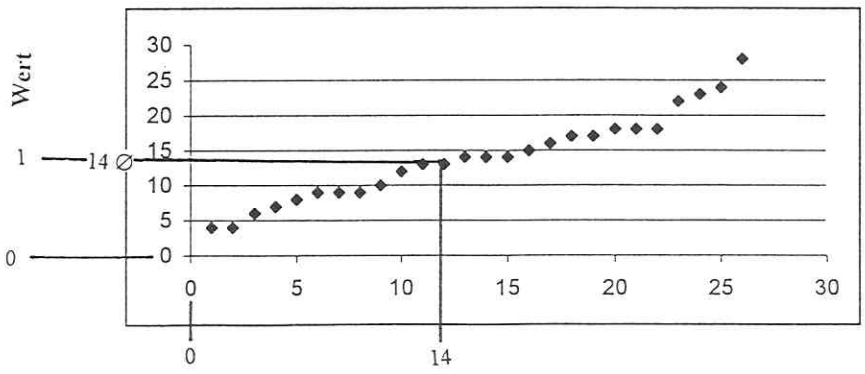
Abbildung 28: Zustands-Wertigkeits-Relationen einer Einzelgebietsbewertung zum Zielartenschutz.



Gebietssumme der Seltenheit



Gebietssumme der Ausdehnung



Anzahl der Habitate für Zielarten

Indirekte Bewertung – Habitate der Zielarten

Abbildung 28 (Fortsetzung)

Tabelle 36: Rangfolgen der Gebiete zum Zielartenschutz nach Einzelgebietsbewertung.

Bewertungsergebnisse nach unterschiedlichen Verknüpfungsmöglichkeiten, Schnitt = arithmetisches Mittel, Summe = Summe aller Bewertungsergebnisse, Max = höchster Wert aus allen Bewertungsergebnissen.

Dunkelgrau unterlegt: Gebiete, die zur mindestens einmaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Hellgrau unterlegt: Gebiete, die zusätzlich zur mindestens zweimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Trennstrich: Oberhalb Gebiete, die zur mindestens dreimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.

Rang		Schnitt Wert		Summe Wert		Maximaler Wert
1	G41	3,3	G41	8,9	G41	5,0
2	G51	2,4	G51	7,3	G51	3,2
3	G120	2,2	G120	6,6	G120	3,1
4	G38	2,2	G38	6,5	G38	3,0
5	G16	2,0	G16	6	G123	2,7
6	G123	1,9	G123	5,6	G16	2,3
7	G18	1,5	G18	4,6	G18	1,7
8	G37	1,4	G37	4,2	G37	1,6
9	G13	1,2	G13	3,5	G13	1,3
10	G17	1,1	G17	3,2	G17	1,2
11	G9	1,0	G9	2,9	G9	1,1
12	G122	0,9	G122	2,8	G32	1,0
13	G32	0,8	G32	2,4	G52	1,0
14	G52	0,7	G52	2	G122	1,0
15	G125	0,6	G125	1,8	G15	0,8
16	G15	0,6	G15	1,7	G125	0,8
17	G121	0,5	G121	1,6	G36	0,7
18	G36	0,5	G36	1,4	G121	0,7
19	G26	0,4	G26	1,1	G29	0,6
20	G81	0,4	G81	1,1	G81	0,6
21	G29	0,3	G29	1	G26	0,5
22	G22	0,3	G22	0,9	G22	0,4
23	G40	0,3	G40	0,8	G40	0,4
24	G124	0,1	G124	0,4	G39	0,2
25	G39	0,1	G39	0,3	G124	0,2
26	G104	0,1	G104	0,2	G104	0,1

4.4.5 Gebietsrangfolgen und Auswahl für das Teilziel Biotopschutz

Für Biotopschutz werden wie für Zielartenschutz die drei wertbestimmenden Kriterien „Gebietssumme der Seltenheit", „Gebietssumme der Ausdehnung" und „Attributvielfalt" als besonders relevant herangezogen. Als Datenbasis dient die Fläche der Zielbiotope in den Gebieten des Testspektrums. Für die drei Kriterien werden Zustands-Wertigkeits-Relationen erarbeitet (Abbildung 29).

Während im Anhang die Rangfolgen nach einzelnen wertbestimmenden Kriterien verzeichnet sind, wird mit Tabelle 37 eine Zusammenfassung gegeben:
Die Rangfolge der Gebiete variiert mit der Verwendung unterschiedlicher Kriterien. Im Gegensatz zum Zielartenschutz kann kein Gebiet übereinstimmend als wertvollstes Gebiet erkannt werden. Große Rangunterschiede (> fünf Ränge) zwischen den verschiedenen Bewertungsblickwinkeln bleiben aber auch hier aus. So können mit Rangfolgevariationen die Gebiete G38 (Halde Trages), G 41 (Bockwitz), G52 (Erosionsrinne Borna) und G123 (Restloch Domsen) für Biotopschutz als die wertvollsten und damit vorrangig auszuwählenden Gebiete bezeichnet werden. Übereinstimmungen mit den wertvollsten Gebieten für Zielartenschutz und Prozeßschutz verweisen auf einen später erforderlichen Abgleich von Zielen je Gebiet (Kapitel 6), doch es treten auch Gebiete in den fünf vorderen Rängen auf, die nur für dieses Teilziel derart wertvoll sind (z.B. für Biotopschutz G52-Ersosionsrinne Borna, abgeschwächter G123-Domsen).

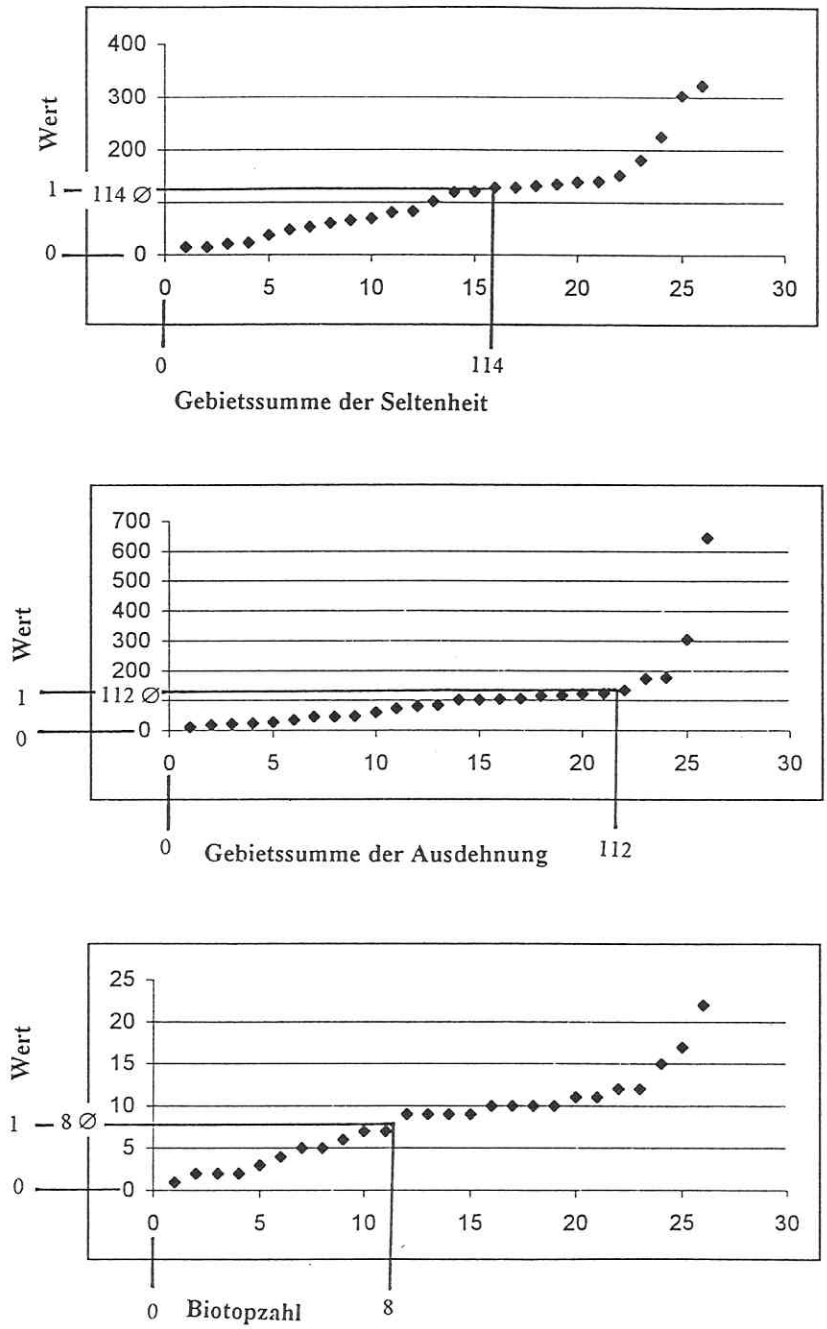


Abbildung 29: Zustands-Wertigkeits-Relationenen einer Einzelgebietsbewertung zum Biotopschutz.

Erst nach Verknüpfungen der verschiedenen Bewertungskriterien wird für die vier höchstwertigen Gebiete eine übereinstimmende Rangfolge gebildet (Tabelle 37). Dabei können jedoch Einzelinformationen hinsichtlich eines bestimmten Blickwinkels verloren gehen. Daher soll bei einer Auswahlentscheidung die Bewertungsinformation jedes Kriteriums zunächst einzeln geprüft werden.
Die Auswahl für ein Vorrangflächensystem folgt linear mit absteigendem Werterang. Um einen späteren Vergleich der Effizienz von Rangfolgeauswahl und Auswahlalgorithmen zu ermöglichen, soll die Auswahl jeweils bis zur mindestens ein-, zwei- und dreimaligen Repräsentanz aller Attribute durchgeführt werden. Für die einfache Repräsentanz werden danach je nach Kriterium zwischen neun und elf Gebiete, für die zweimalige Repräsentanz zwischen 16 und 19 Gebiete und für die dreifache Repräsentanz zwischen 21 und 22 Gebiete ausgewählt.

Tabelle 37: Rangfolgen der Gebiete zum Biotopschutz nach Einzelgebietsbewertung.

Schnitt = arithmetisches Mittel, Summe aller Bewertungsergebnisse, Max = höchster Wert aus allen Bewertungsergebnissen.

Dunkelgrau unterlegt: Gebiete, die zur mindestens einmaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Hellgrau unterlegt: Gebiete, die zusätzlich zur mindestens zweimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Trennlinie: Oberhalb die Gebiete, die zur mindestens dreimaligen Repräsentanz der Attribute selektiert würden.

Rang		Schnitt Wert		Summe Wert		Maximaler Wert
1	G41	7,9	G41	23,8	G41	10,0
2	G38	4,7	G38	14,0	G38	7,0
3	G123	2,3	G123	6,9	G32	3,0
4	G52	1,7	G52	5,2	G52	3,0
5	G32	1,7	G32	5,0	G123	3
6	G18	1,3	G18	4,0	G18	1,5
7	G36	1,2	G36	3,6	G36	1,4
8	G37	1,2	G37	3,6	G37	1,4
9	G22	1,2	G22	3,5	G120	1,4
10	G120	1,2	G120	3,5	G22	1,3
11	G16	1,1	G16	3,3	G16	1,2
12	G51	1,1	G51	3,2	G17	1,2
13	G17	1,0	G17	3,0	G9	1,1
14	G121	0,9	G9	2,8	G51	1,1
15	G9	0,9	G121	2,8	G125	1,1
16	G125	0,8	G125	2,4	G121	1,1
17	G15	0,6	G15	1,8	G13	0,9
18	G122	0,6	G122	1,8	G15	0,9
19	G13	0,5	G13	1,4	G122	0,8
20	G29	0,4	G29	1,3	G29	0,6
21	G124	0,4	G124	1,3	G124	0,6
22	G26	0,4	G26	1,2	G26	0,5
23	G39	0,2	G39	0,5	G39	0,2
24	G104	0,1	G104	0,4	G104	0,2
25	G40	0,1	G40	0,3	G40	0,1
26	G81	0,1	G81	0,2	G81	0,1

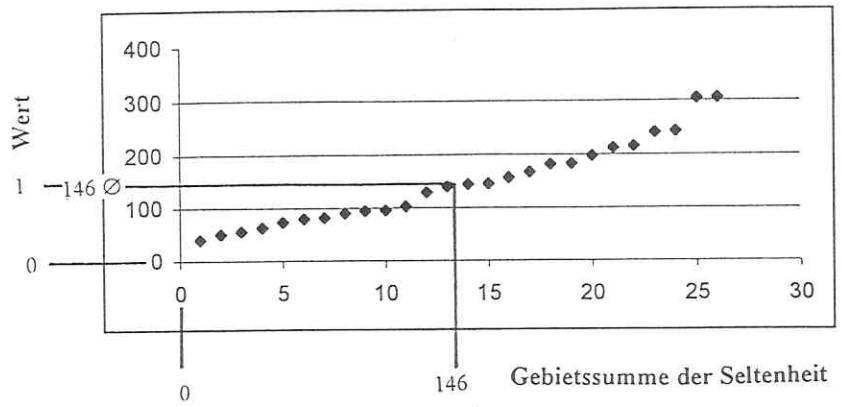
4.4.6 Gebietsrangfolgen und Auswahl für das Teilziel Prozeßschutz

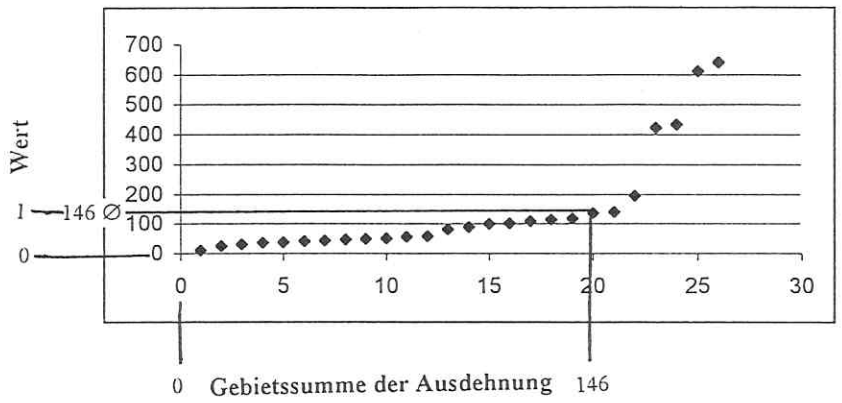
Für Prozeßschutz werden wie für Zielartenschutz und Biotopschutz zunächst die drei wertbestimmenden Kriterien „Gebietssumme der Seltenheit", „Gebietssumme der Ausdehnung" und „Attributvielfalt" als besonders relevant herangezogen. Zusätzlich sind für Prozeßschutz die Kriterien „Gebietsgröße", „Morphodynamik", „Hydrodynamik" und „Anteil tertiäres Substrat" einzubeziehen (vgl. Tabelle 35).

Für die Kriterien werden Zustands-Wertigkeits-Relationen erarbeitet (Abbildung 30), wobei Ausnahmen bestehen: Aufgrund eines besonders großen Ausprägungsspektrums und eines niederen Durchschnittswertes würde die Wertenormierung einer Zustands-Wertigkeits-Relation für tertiäres Substrat die übliche Werteskala extrem ausweiten (Maximalwert > 1000) und große Verzerrungen bei der Wertzusammenführung ergeben. Daher soll hier ausnahmsweise direkt die Flächengröße tertiären Substrates im Gebiet [ha] als Wert angegeben werden. Zur Verknüpfung in eine akzeptable Skalierung wird die umgekehrte Rangfolge angegeben (Rang 1 = 26, Rang 2 = 25 und weiter). Für Morpho- und Hydrodynamik bestehen bereits ordinale Schätzklassen (aus dem Methodenanhang Soziologie 3) als Werte zwischen 0 und 3. Sie sind kompatibel zur vollzogenen Wertenormierung und sollen daher ohne Normierung über eine graphische Zustands-Wertigkeits-Relation übernommen werden.
Für die Auswahl von Prozeßschutzgebieten im terrestrischen Bereich sollen, wie für Algorithmen, diejenigen Gebiete für die Auswahl ausgeschlossen werden, die infolge Flutung verloren gehen oder < 30 ha Landfläche umfassen.

Die Ergebniszusammenfassung der Einzelgebietsbewertung für Prozeßschutz wird als Rangfolgen mit den zugehörigen Werten in Tabelle 38 angegeben (Rangfolgen nach den verschiedenen wertbestimmenden Kriterien im Anhang Auswahlmatrizen):
Es variiert gemäß der Aussage unterschiedlicher Kriterien die Rangfolge der Gebiete: Im Gegensatz zum Zielartenschutz kann kein Gebiet übereinstimmend als wertvollstes Gebiet erkannt werde und im Gegensatz zu Zielartenschutz und Biotopschutz sind sogar große Rangunterschiede (> 5 Ränge) vor allem im mittleren Rangbereich möglich. Immer unter den ersten fünf wertvollsten Gebieten treten nur G37 (Restloch Kahnsdorf) und G38 (Halde Trages) auf.
Verknüpfungen der verschiedenen Bewertungsergebnisse bilden dagegen ähnliche Rangfolgen, so daß mit geringen Variationen ähnliche Gebiete ausgewählt werden können (Tabelle 38). Die fünf höchstwertigsten Gebiete für Prozeßschutz sind G41 (Bockwitz), G37 (Restloch Kahnsdorf), G38 (Halde Trages), G13 (Stöhnaer Becken), G120 (Restloch Zechau). Durch Wertezusammenführung tritt hier demnach einerseits eine Kompensation einer einzelnen Geringbewertung ein, anderseits werden einzelne bewertende Blickwinkel und Informationen nivelliert.

Die Auswahl für ein Vorrangflächensystem folgt linear mit absteigendem Werterang. Um einen späteren Vergleich der Effizienz von Rangfolgeauswahl und Auswahlalgorithmen zu ermöglichen, soll die Auswahl jeweils bis zur mindestens ein-, zwei- und dreimaligen Repräsentanz aller Attribute durchgeführt werden. Für die einfache Repräsentanz werden danach je nach Kriterium zwischen 13 und 21 Gebiete, für die zweimalige Repräsentanz zwischen 18 und 24 Gebiete und für die dreifache Repräsentanz zwischen 23 und 25, also fast alle Gebiete ausgewählt.





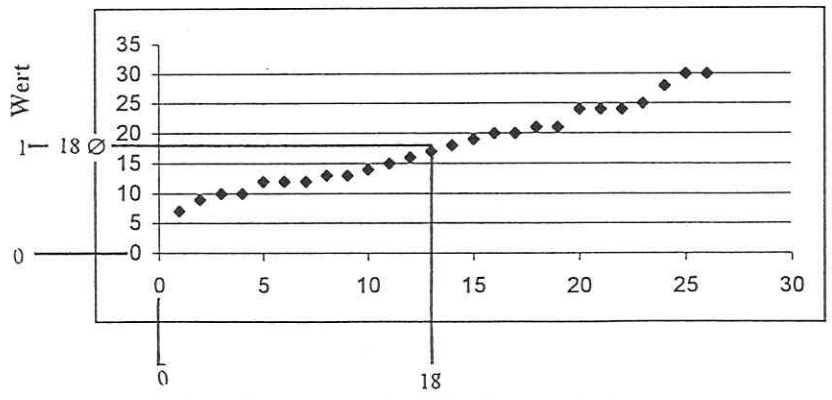


Abbildung 30: Zustands-Wertigkeits-Relationen einer Einzelgebietsbewertung zum Prozeßschutz.

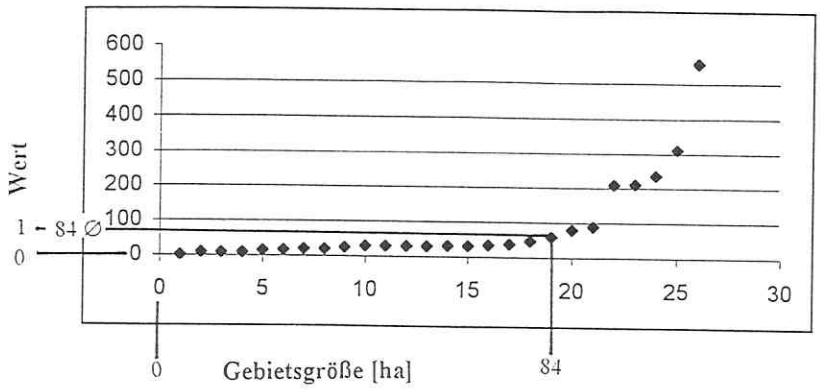


Abbildung 30 (Fortsetzung).

Tabelle 38: Rangfolgen der Gebiete zum Prozeßschutz nach Einzelgebietsbewertung.

Schnitt = arithmetisches Mittel, Summe aller Bewertungsergebnisse, Max = höchster Wert aus allen Bewertungsergebnissen.

Dunkelgrau unterlegt: Gebiete, die zur mindestens einmaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Hellgrau unterlegt: Gebiete, die zusätzlich zur mindestens zweimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Trennstrich: Oberhalb die Gebiete, die zur mindestens dreimaligen Repräsentanz der Attribute selektiert würden.

Rang		Schnitt Wert		Summe Wert		Maximaler Wert
1	G41	6,4	G41	25,7	G41	10
2	G38	5,3	G38	21,2	G38	9,5
3	G37	3,5	G37	14,1	G13	5
4	G13	2,9	G13	11,6	G37	5
5	G120	2,3	G120	9	G120	5
6	G22	1,6	G22	6,4	G22	3
7	G16	1,3	G16	5,2	G15	2,3
8	G15	1,1	G15	4,3	G17	2,3
9	G17	1,1	G17	4,3	G16	2
10	G18	1,0	G18	4,1	G18	1,6
11	G123	1,0	G123	4	G122	1,3
12	G122	0,7	G122	2,9	G123	1,2
13	G26	0,7	G26	2,8	G26	1,1
14	G52	0,7	G52	2,8	G124	1,1
15	G124	0,7	G124	2,7	G36	1
16	G36	0,6	G36	2,2	G52	1
17	G51	0,4	G51	1,7	G9	0,7
18	G104	0,4	G104	1,7	G29	0,7
19	G125	0,4	G125	1,7	G32	0,7
20	G121	0,4	G121	1,7	G39	0,7
21	G39	0,4	G39	1,6	G51	0,7
22	G29	0,4	G29	1,5	G104	0,7
23	G9	0,4	G9	1,4	G125	0,7
24	G32	0,4	G32	1,4	G121	0,7
25	G40	0,3	G40	1,2	G40	0,6
26	G81	0,3	G81	1	G81	0,6

4.4.7 Rangfolgen nach soziologische Kriterien

Soziologische Werte sollen gemäß Kapitel 2.5 nicht eine eigenständige und mit Arten-, Biotop- und Prozeßschutz konkurrierende Zielebene darstellen, sondern sie sollen eine Vorranggebietsauswahl argumentativ stützen und ggf. mit soziologisch wertvollen Gebiete ergänzen. Bei knappen naturschutzfachlichen Entscheidungen, welches von zwei oder mehr Gebieten in ein Mindestgebietssystem für Artenschutz, Biotopschutz oder Prozeßschutz zuerst einbezogen werden soll, können soziologische Rangfolgen als Entscheidungshilfe beitragen: Unter der Voraussetzung naturschutzfachlicher Gleichwertigkeit soll das soziologisch höchstwertige Gebiet vorrangig selektiert werden, so daß Akzeptanz bei Bevölkerung und Entscheidungsträgern gegenüber der Gebietswahl möglichst groß ist und die Umsetzungschance steigt.

Die Ermittlung von soziologischen Gebietswerten wurde bereits in Kapitel 2.5 abgeleitet. Aus den Gebietswerten für unterschiedliche und hier beispielhaft herausgegriffene soziologische Sichtweisen wird nun für die Gebiete des Testspektrums eine Rangfolge erstellt (Abbildung 31):
Die Gebiete G41 (Bockwitz) und G38 (Halde Trages) erhalten die höchsten soziologischen Werte. Es sind dies die Gebiete, die auch für Zielartenschutz, Biotopschutz und Prozeßschutz mit kleinen Variationen prioritär selektiert werden. Diese Übereinstimmung erklärt sich durch das Vorkommen sowohl seltener als auch gleichzeitig vieler Attribute, Biotope und Prozesse, die in den soziologischen Erlebniswert und in den Eigenartswert eingehen. Für diese und weitere Gebiete soll die hohe soziologische Wertigkeit als wichtiges Argument für die Sicherung als Vorranggebiete dienen.
Alle weiteren Gebiete treten in leicht variierender Rangfolge auf. Dadurch wird illustriert, daß auch verschiedene soziologische Blickwinkel Rangfolgen modifizieren können. Ein Vergleich mit den Gebietsrangfolgen für Zielartenschutz, Biotopschutz und Prozeßschutz vor allem im mittleren Rangbereich zeigt, daß die rein naturschutzfachliche Betrachtungen zu teilweise anderen Werten als die soziologische Betrachtung führen kann.

Der Nutzwert von Lebensräumen ist ein eigenständiger normativer Blickwinkel, der naturschutzfachliche Rangfolgen stark verändern kann und daher nur mit Vorsicht in eine Wertezusammenführung einbezogen werden soll. Auch stehen Nutzungen dem Prozeßschutz entgegen und sollen nicht in den vorrangigen Prozeßschutzgebieten stattfinden; demnach ist für Prozeßschutzgebiete der Nutzwert als soziologisches Argument zu vermeiden. So sollen im nach Auswahlrang wertvollsten Prozeßgebiet Halde Trages (G38), das aufgrund der Nutzbarkeit eines Teiles des großen Kippenwaldes auch einen hohen Nutzwert besitzt, Nutzungen maximal in ausgewählten Teilbereichen (Magerrasenflächen, Teile des Kippenwaldes) zugelassen werden oder ganz unterbleiben.
Ein Nutzwert soll daher nicht als Entscheidungshilfe zwischen zwei Auswahlgebieten mit sonst gleichen Naturschutzwerten herangezogen werden. Er unterstützt aber die Argumentation, wenn es um die Sicherung von „Pflegegebieten" für das Teilziel Arten- oder Biotopschutz geht.

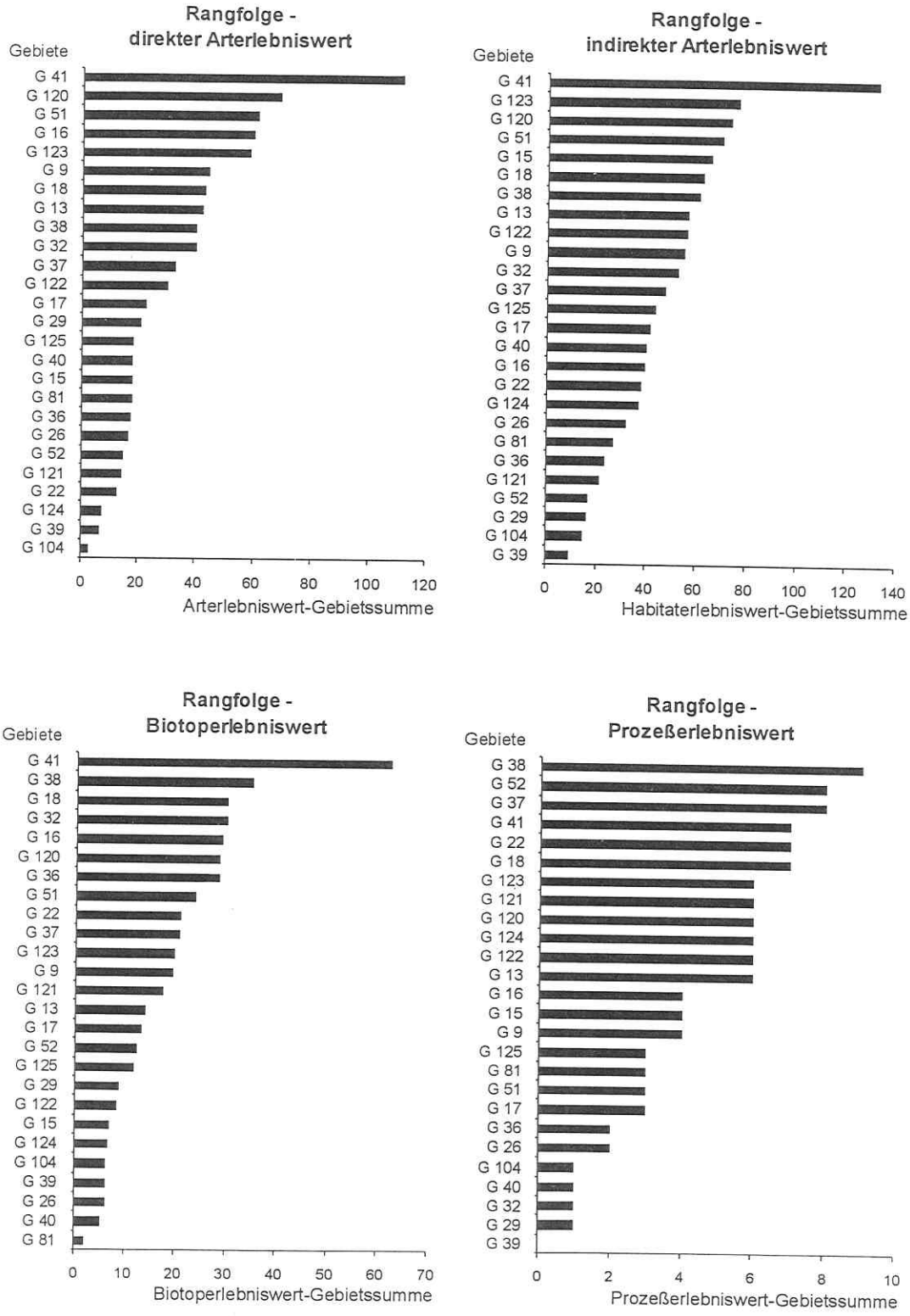
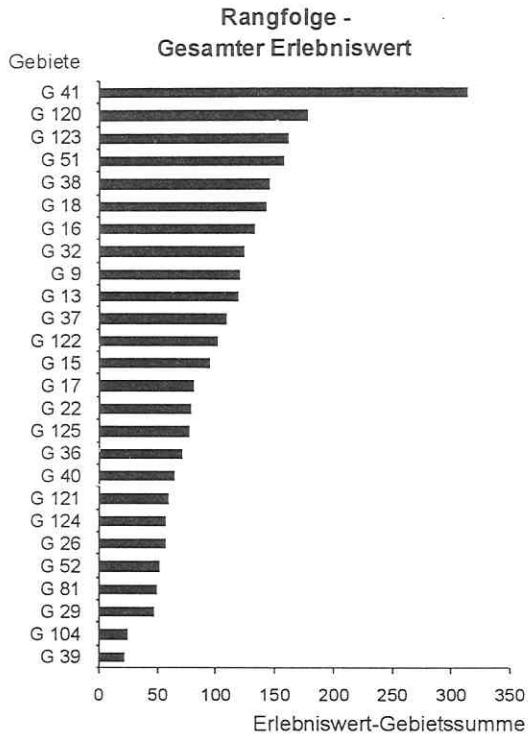
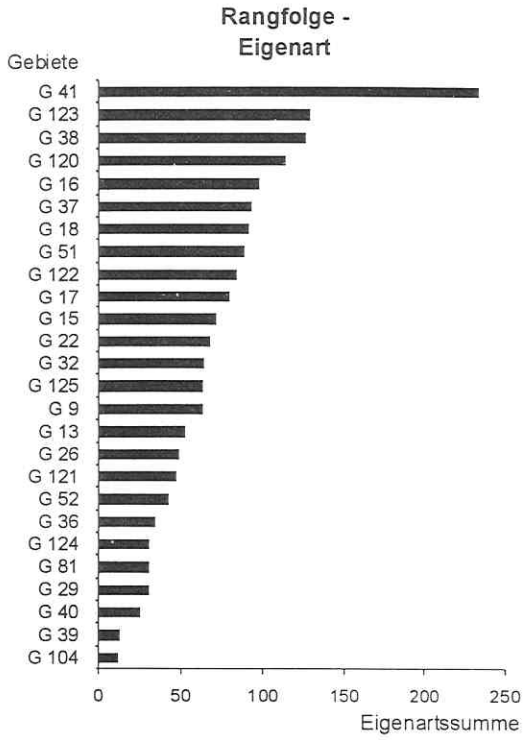


Abbildung 31: Rangfolgen der Gebiete nach soziologischen Werten.

Rangfolge von oben nach unten, Balkenausdehnung entspricht Werthöhen, die auch als Zustands-Wertigkeits-Relation normiert werden können. Erläuterungen der soziologischen Werte im Text des Kapitel 2.5.





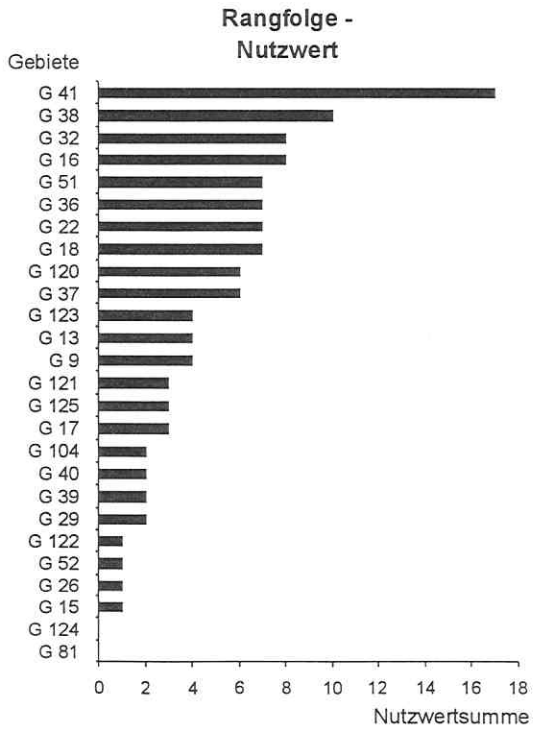


Abbildung 31 (Fortsetzung).

4.5 Methodenvergleiche nach Referenzbegriffen

4.5.1 Zielerfüllung

Die Zielerfüllung eines Vorranggebietssystemes wird nach Kapitel 1.4.1 definiert mit der Repräsentanz aller Attribute im Gebietssystem gemäß zuvor festgelegten Repräsentanzzielen, sowie mit der vollständigen Einbeziehung aller gemäß Einzelbewertung und Rangfolgen höchstwertigsten Gebiete.

Die Auswahl durch Algorithmen führt definitionsgemäß zu einer Repräsentativität der Gebietsauswahl: Alle definierten regionstypischen oder seltenen Schutzgüter werden abgebildet und die ausgewählten Gebiete stellen in diesem Sinne ein Vorrangflächen"system" dar. Doch die sichere Repräsentanz aller Attribute führt nicht in jedem Fall zur Auswahl auch der nach Rangfolgebildung höchstwertigsten Gebiete: Zwar werden die Gebiete G38 (Trages) und G41 (Bockwitz) aufgrund ihrer Größe und ihrer inneren Vielgestaltigkeit nach fast allen Algorithmen selektiert, doch weitere Gebiete mit hohen Einzelwerten werden bei solchen Algorithmen nicht immer gewählt.

Im Gegensatz dazu wird die Repräsentanz aller Attribute bei der Rangfolgeauswahl nicht oder erst nach Auswahl sehr vieler Gebiete erreicht. Einige Standorte und damit einige natürliche Prozesse bleiben bei alleiniger Anwendung der Auswahl nach Rangfolgen im Gebietssystem unterrepräsentiert, wenn nicht analog zu Algorithmen ein Repräsentanzziel definiert wird, bis zu dem die Auswahl der Gebiete nach Rangfolge weiterläuft. Dieser Nachteil wird nur durch Algorithmen sicher vermieden.
Vorteil der Rangfolgebildung nach Einzelgebietsbewertung ist aber, daß dafür eine sehr detaillierte Gebietskenntnis gewonnen werden muß, die dann zur Verfügung steht. Damit einher geht die Sicherheit, die zum Naturschutzziel wichtigsten Gebiete garantiert auszuwählen.

Die „ad hoc"-Auswahl ermöglicht nicht oder nur zufällig eine umfassende Zielerfüllung im Sinne der Identifikation aller höchstwertigen Gebiete und der Repräsentanz aller Attribute.

4.5.2 Effizienz

Die Effizienz der Gebietsauswahl wird nach Kapitel 1.4.2 definiert als die Gebietsanzahl im Vorranggebietssystem, die zur Zielerfüllung erforderlich ist. Hohe Effizienz besitzt demnach ein Vorranggebietssystem, das mit wenigen Gebieten die Zielerfüllung gewährleistet.

Ein Vergleich der Effizienz von Algorithmen, Auswahl nach Rangfolge und „ad hoc"-Bewertung für die jeweils gleiche Zielerfüllung (mindestens ein- und dreimaliges Attributvorkommen) zeigt Abbildung 32 am Beispiel der Auswahlergebnisse für Biotopschutz:
Die „ad hoc"-Auswahl selektiert aus dem Testspektrum fast alle Gebiete als „wertvoll" aus. Eine Rangfolge kann nicht oder nicht nachvollziehbar erstellt werden. Demzufolge ist die „ad hoc"-Auswahl (rechter schwarzer Balken in Abbildung 32) am ineffizientesten.
Die Algorithmen sind mit ihrem arithmetischen Mittel aller Effizienzwerte (linker schwarzer Balken in Abbildung 32) jeweils am effizientesten. Doch einzelne Algorithmen weisen nur wenig höhere Effizienzen als einzelne Auswahlvariationen der Rangfolgen auf. Prinzipiell sind Einzelfälle denkbar, in denen die Rangfolgeselektion ausnahmsweise am effizientesten ist. Insgesamt liegt aber das arithmetische Mittel der Auswahl nach Rangfolge noch über dem Mittelwert der Effizienz von Algorithmen (mittlerer schwarzer Balken in Abbildung 32). Algorithmen sind demnach die effizientesten Auswahlmethoden, wobei das speziell hier weiterentwickelte Ranking-Verfahren im Vergleich zur „ad hoc"-Bewertung hohe Effizienz erreicht.

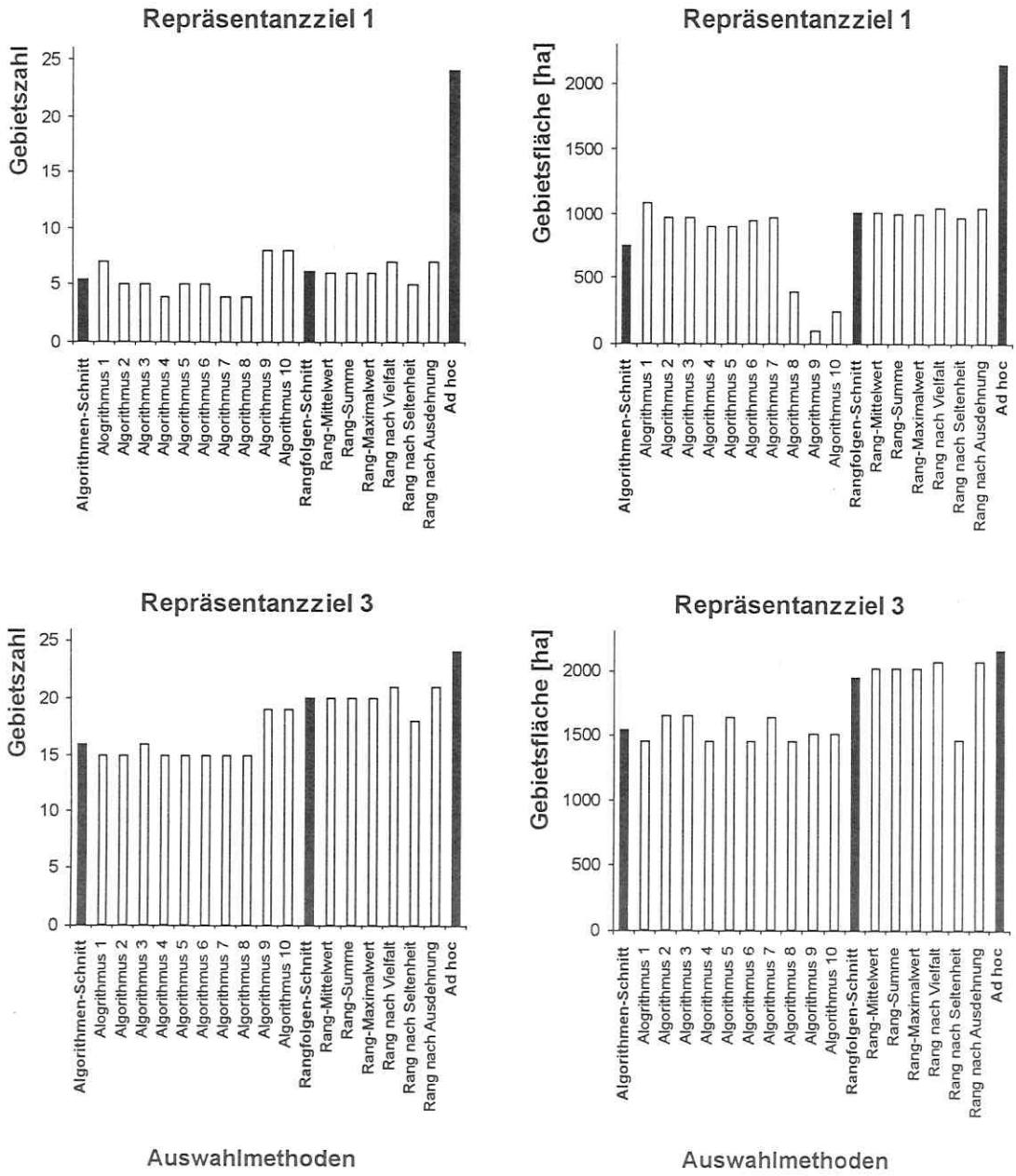


Abbildung 32: Vergleich der Effizienz verschiedener Auswahlmethoden bei gleicher Zielerfüllung.

Illustration anhand der Auswahlergebnisse für Biotopschutz; für die anderen Naturschutzziele ergibt sich ein ähnliches Bild. Schwarz sind die arithmetischen Mittelwerte der Effizienzen (hier abgebildet durch die Anzahl erforderlicher Gebiete bzw. der Gebietsflächen) nach den verschiedenen Auswahlmethoden hervorgehoben. Von links nach rechts: Mittelwert aller Algorithmen (zehn verschiedene Algorithmen), Mittelwert der Auswahlvariationen nach Rangfolge (sechs Rangfolgevariationen), schwarzer Balken rechts: „Ad hoc"-Auswahl.

Am Beispiel der Gebietsauswahl für Prozeßschutz wird die tendenziell unterschiedliche Effizienz verschiedener Verfahren für unterschiedliche Repräsentanzziele weiter belegt (Abbildung 33):

- Die Effizienz aller Algorithmen liegt immer über der Effizienz einer „ad hoc"-Auswahl (Abbildung 33 oben): Die Effizienz verschiedener Algorithmen variiert jedoch deutlich und wird durch verschiedene Bewertungsregeln innerhalb der Algorithmen verursacht, die nach einzelnen normativen Begründungen trotz ihrer niederen Effizienz sehr sinnvoll sein können.

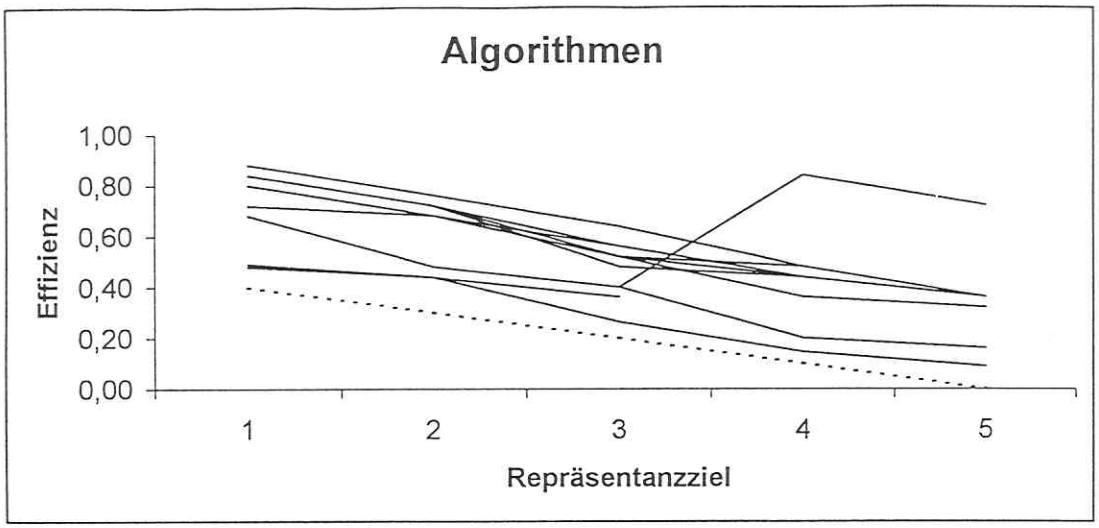
- Dagegen gibt es einzelne Rangauswahlvariationen, die für einzelne Repräsentanzziele annähernd gleich hohe Effizienzen wie die der Algorithmen zeigen.

- Die effizienteste Form der Rangfolgeauswahl ist bis zum vierfachen Repräsentanzniveau stets deutlich effizienter gegenüber dem ineffizientesten Algorithmus. Insgesamt liegt das arithmetische Mittel der Effizienzwerte einer Rangfolgeauswahl aber für alle Repräsentanzziele schwach unter dem der Algorithmen und nur wenig über dem der „ad hoc"-Auswahl (Abbildung 33, Vergleich oben-unten).

- Mit höheren Repräsentanzzielen werden Effizienzunterschiede zwischen den Auswahlmethoden noch deutlicher: Bei fünffachem Repräsentanzniveau sind schon vier von sechs Algorithmen effizienter als die günstigste Variante der Rangfolgeauswahl, einige sogar mit sehr großen Effizienzunterschieden. Die Rangfolgeselektion besitzt mit ihrem arithmetischen Mittel gegenüber dem Mittel der Algorithmen eine sehr deutlich verminderte Effizienz, die aber jetzt die ineffiziente „ad hoc"-Auswahl deutlich übertrifft. Gerade bei hohem Repräsentanzniveau gibt es einzelne Algorithmen, die erst dann eine hohe Effizienz des Gebietssystemes gewährleisten, nachdem sie bei niederen Repräsentanzniveaus noch im Mittelwertbereich der Effizienz lagen (Abbildung 33).

Daraus kann in Übereinstimmung mit Literaturvergleichen allgemein geschlossen werden, daß im Vergleich zu vielfach üblichen linearen Einzelbewertungen die iterativen Algorithmen eine hohe Effizienz ermöglichen (vgl. PRESSEY & NICHOLLS 1989a, PRESSEY ET al. 1994). Vorranggebietssysteme, die mit iterativen Algorithmen entworfen wurden, sind meist effizienter als solche, die durch „ad hoc"-Entscheidungen entstanden (vgl. PRESSEY & TULLY 1994) oder eine feste Gebietsbewertung benutzen (vgl. PRESSEY & NICHOLLS 1989a).

PRESSEY & NICHOLLS (1989a) und PRESSEY ET AL. (1994) belegen dieses auch in einem Beispiel aus Australien: Sie berechneten mittels Indices Rangfolgen für ihre Attribute (Pflanzengesellschaften). Danach können alle Schutzgüter je nach verwendetem Index nur geschützt werden, wenn 45-98% der gesamten Landfläche diesem Zweck gewidmet wird. Dieser Flächenanspruch kann in der Praxis niemals berücksichtigt werden, so daß in der Realität viele Attribute verloren gehen würden. Bei Verwendung von Algorithmen konnten jedoch alle Schutzgüter bei der Randbedingung von mindestens 15% Landfläche für Zwecke des Naturschutzes in ein Vorranggebietsnetz einbezogen werden (einige auch mehrmals).



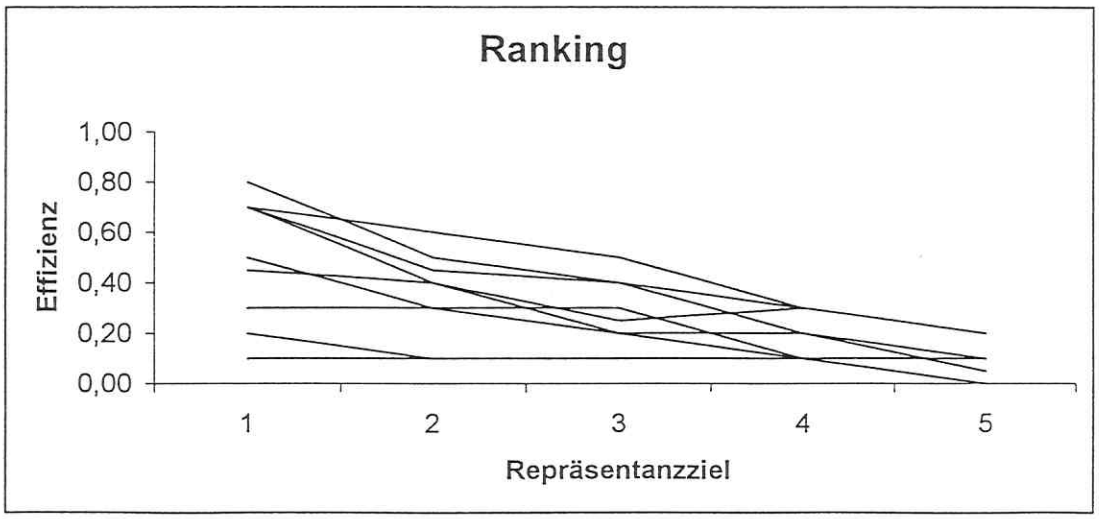


Abbildung 33: Effizienzverlauf bei unterschiedlichen Repräsentanzzielen für die Auswahl von Prozeßschutzgebieten im Vergleich von Algorithmen- und Rangfolge-Verfahren.

Effizienz nach PRESSEY (1990) als $E = 1 - (X/T)$. Dabei ist E die Effizienz, X die Anzahl der selektierten Gebiete, T die Anzahl aller zur Auswahl stehenden Gebiete (n = 26 Gebiete). Die Effizienz nimmt demnach Werte zwischen 0 und 1 an. Die einzelnen Linien stellen die Effizienzverläufe eines nach bestimmter Auswahlvariation selekierten Gebietssystemes bei unterschiedlichen Repräsentanzzielen dar (oben: sechs verschiedene Algorithmen, unten: neun verschiedene Rangfolgevariationen). Gestrichelt ist der Effizienzverlauf der effizientesten Form einer „ad hoc"-Auswahl angegeben.

Nachdem der praktische und taktische Nutzen einer hohen Effizienz bei der Begriffseinführung (Kapitel 1.4.2) herausgearbeitet wurde, muß hier auf wichtige Randbedingungen für sinnvolle Praxisumsetzungen hingewiesen werden:
Mit einem kleinen Gebietsspektrum werden möglicherweise raumübergreifende ökologische Prozesse nicht ausreichend und langfristig gesichert und Mindestraum- und Habitatansprüche der größeren Tierarten oder Prozesse werden nicht genügend einbezogen. Dieses ist ein wichtiger Kritikpunkt beispielsweise am bestehenden Schutzgebietsnetz der BRD und der dazu herangezogenen Daten (HAARMANN & PRETSCHER 1993, ERZ 1994). Sofern Daten über Mindestansprüche belegt sind, können diese in die Auswahlverfahren einbezogen werden. Dazu wird durch Ermittlung der Habitatmodelle und Angaben der Raumansprüche für Zielarten (Kapitel 3) hier die Möglichkeit gegeben. Weiter reduziert wird dieser Kritikpunkt, indem die differenzierende Auswahlregel „größtes Gebiet" in fast alle Algorithmen einbezogen und für Prozeßschutz große Gebiete vorrangig gewählt werden. Eine solche Einbeziehung ist daher für weitere Anwendungen zu empfehlen. Zudem müssen Naturschutzbelange auch außerhalb der Vorranggebiete in unterschiedlicher Intensität in die Landnutzungen einbezogen werden: Vorranggebiete stellen definitionsgemäß nur ein Kernsystem besonders wichtiger Lebensraumteile dar, auf das aber künftig umgebende Nutzungen, z.B. durch Nutzungsextensivierung besonders in der Umgebung von Vorranggebieten, abgestimmt sein sollen (vgl. z.B. JEDICKE 1994).
Auch wenn das kleinste ausgewählte Gebietssystem als Mindestsystem definiert wird, das zu ergänzen ist, kann eine effiziente Auswahl in der Praxis zu nur kleinräumigen und wenigen Ergänzung verleiten. Auf die Notwendigkeit von Ergänzungen über das selektierte „Mindestsystem" hinaus ist daher deutlich hinzuweisen.

4.5.3 Flexibilität

Als „Flexibilität" einer Methode wird nach Kapitel 1.4.3 verstanden, verschiedene mögliche Gebietskonfigurationen oder Auswahlvariationen zur gleichen Zielerfüllung anbieten zu können.

Bei Auswahlalgorithmen können die Regeln und Regelkombinationen veränderten Zielen oder Problemlagen angepaßt werden. Verschiedene Lösungen unterschiedlicher Algorithmen können verglichen werden, Alternativlösungen werden aufgezeigt (vgl. NICHOLLS & MARGULES 1993). So können sinnvolle Verfeinerungen wie die Randbedingung definierter Mindestqualitäten der Habitate für Zielarten durch Habitatmodelle in die Auswahl einbezogen werden. Bei Nichtverfügbarkeit eines Gebietes oder bei Kenntnisgewinn kann und muß das System immer wieder geprüft, neu ermittelt und damit optimiert werden, der Systemcharakter bleibt dabei stets erhalten.
Doch auch die lineare Auswahl nach Rangfolgen ermöglicht eine Flexibilität, indem Auswahlfolgen nach verschiedenen wertbestimmenden Kriterien und verschiedenen Verknüpfungsmöglichkeiten variiert werden können. Gegenüber Algorithmen sind dies jedoch eingeschränkte Möglichkeiten, wie die Methodentests zeigten. Ein (bleibender) Systemcharakter wird bei Rangfolgeauswahl und ihren Variationen nicht gewährleistet. Die Flexibilität des Auswahlvorganges bei gleichzeitiger Gewährleistung des Systemcharakters und der definierten Repräsentanzziele ist die **besondere Stärke der iterativen Algorithmen**, sie wird im Vergleich mit der Rangfolgeauswahl im folgenden genauer ausgeführt.

Die Flexibilität der Auswahlalgorithmen wird dadurch erreicht, daß einzelne Auswahlschritte nach normativen Festlegungen variiert werden können. So ist es z.B. für Prozeßschutz fachlich sinnvoll, mit einer differenzierenden Regel an zweiter Position des Algorithmus das größte anstatt das vielfältigste Gebiet zu wählen. Eine Entscheidung, welche Regel an welcher Position richtig ist, kann nicht generell ermittelt werden, da diese von normativen Festlegungen bestimmt wird. Daher gibt es die Möglichkeit, alle fachlich sinnvollen Optionen zu testen und das Gebiet mit den meisten Nennungen vorrangig auszuwählen, oder sich gemäß normativen (politischen) Gesichtspunkten für einen einzigen sinnvollen Auswahlalgorithmus zu entscheiden.

Die Regel an erster Position im Algorithmus bestimmt mit dem zugrundegelegten Wertmaßstab über die Richtung der Auswahl. Im Vergleich verschiedener sinnvoller Wertmaßstäbe und ihrer Regelanweisungen an erster Position eines Algorithmus wird die größtmögliche Auswahlflexibilität für die Zielerfüllung bestimmt. Wenn nicht alle unterschiedlichen Wertmaßstäbe als gleichermaßen wichtig erachtet werden und an erster Stelle getestet werden sollen, woraus eine besonders große Flexibilität dann gleichrangiger, aber sehr verschiedener Gebietslösungen resultiert, sollte sich die Regelaufstellung an erster Position auf einen breiten fachlichen Konsens (Konvention) berufen. Die Konvention, seltene Attribute zuerst in ein Gebietssystem aufzunehmen und somit zu erhalten, ist beispielsweise allgemein akzeptiert (MARGULES 1994). In Gebieten, in denen vermutlich viele (wirbellose) Arten noch nicht beschrieben sind (Tropen), wird die Repräsentativität aller unterscheidbaren Standortfaktoren als besonders wichtig angesehen und durch Regeln der Ausdehnung besonders betont. In mitteleuropäischen Regionen mit gut bekanntem biotischen Inventar sind hingegen Seltenheit und Diversität der Arten besonders wichtig (AUSTIN & MARGULES 1994).
Ein Austausch von Regeln in weiteren, vorderen Positionen eines Algorithmus hat die größten Auswirkungen bei der Differenzierung des Gebietssystemes, während die Flexibilität in abschließenden Schritten nur unterschiedliche Details in der Gebietskonfiguration ergibt. Die „geringste Distanz zu einem schon gewählten Vorranggebiet" führt als Regel an der zweiten Position beispielsweise zur räumlichen Konzentration der Vorranggebiete, die für manche Teilziele vorteilhaft sein kann (vgl. MARGULES ET AL. 1994a): Die breite Streuung von Vorrangräumen über große Regionen und deren Isolation würde damit vermieden, ein Problem, daß in frühen Versionen von Algorithmen auftritt (z.B. BEDWARD ET AL. 1992). Je nach Naturschutzziel muß hierbei aber differenziert werden, da auch eine Streuung über die ganze Region z.B. für Prozeßschutzgebiete vorteilhaft sein kann. An hinterer Position im Algorithmus hat eine solche Regel hingegen nur ergänzenden Einfluß bei (wenigen) Entscheidungen. Beim Weglassen der Regel wird der jeweilige Aspekt (hier: Konzentration oder Streuung von Vorranggebieten) nicht berücksichtigt, aber dennoch durch andere sinnvolle Algorithmen ein zielerfüllendes Gebietssystem selektiert.

Einige Gebiete im Vorranggebietssystem stellen sich angesichts des dortigen Vorkommens regional einzigartiger oder mit ihrer natürlichen Vorkommenszahl unter dem Repräsentanzziel liegenden Attributen als „unersetzbar" heraus. Zu diesen gibt es zum Erreichen des Repräsentanzzieles keine Alternativen (MARGULES ET AL. 1994a: 345), und die Flexibilität wird eingeschränkt. Sehr viele unersetzbare Gebiete im Datensatz schränken die Flexibiltät des Auswahlvorganges durch Algorithmen besonders stark ein. Flexibilität kann sich daher nur auf die für ein Repräsentanzziel ersetzbaren Gebiete beziehen. Vorteil der Algorithmen ist dann das Aufzeigen der unersetzbaren Gebiete als „Kristallisationspunkte" eines Gebietsnetzes für definierte Ziele. Würden diese unabkömmlichen Gebiete aus der Auswahlmenge entfernt, so fehlten dem selektierten Gebietssystem wesentliche Elemente zur Zielerfüllung.

Die **Unersetzbarkeit** von Gebieten hängt ab (1) von der Höhe des Repräsentanzzieles, (2) von der Größe der Grundmenge und (3) von der Gleichmäßigkeit der Attributverteilung (Abbildung 34):

(1) Bei höheren **Repräsentanzzielen** steigt die Wahrscheinlichkeit, daß viele Attribute die benötigte Vorkommensfrequenz nicht aufweisen und demnach viele Gebiete, in denen diese Attribute vorkommen, unersetzbar werden (Illustration durch die Kurvensteigungen der Abbildung 34).
(2) Liegen **nur wenige Gebiete als Grundmenge** einer Auswahl vor, so sind automatisch viele oder in Extremfällen alle Gebiete unersetzbar.
(3) Kommen **viele Attribute nur selten** vor, liegt also eine ungleichmäßige natürliche Attributverteilung im Datensatz vor, so sind die vielen sie enthaltenden Gebiete unersetzbar. Sind hingegen die Attribute mehrfach und gleichmäßig im Datensatz verteilt, so ist auch bei höheren Repräsentanzzielen eine Flexibilität möglich. Da für jedes Teilziel spezifische Attribute abgeleitet wurden und diese in einer regionsspezifischen natürlichen Verteilung vorliegen, folgt eine nach Region und Teilziel unterschiedliche Zahl unersetzbarer Gebiete (Illustration durch abweichenden Kurvenverlauf zwischen den Teilzielen in Abbildung 34).

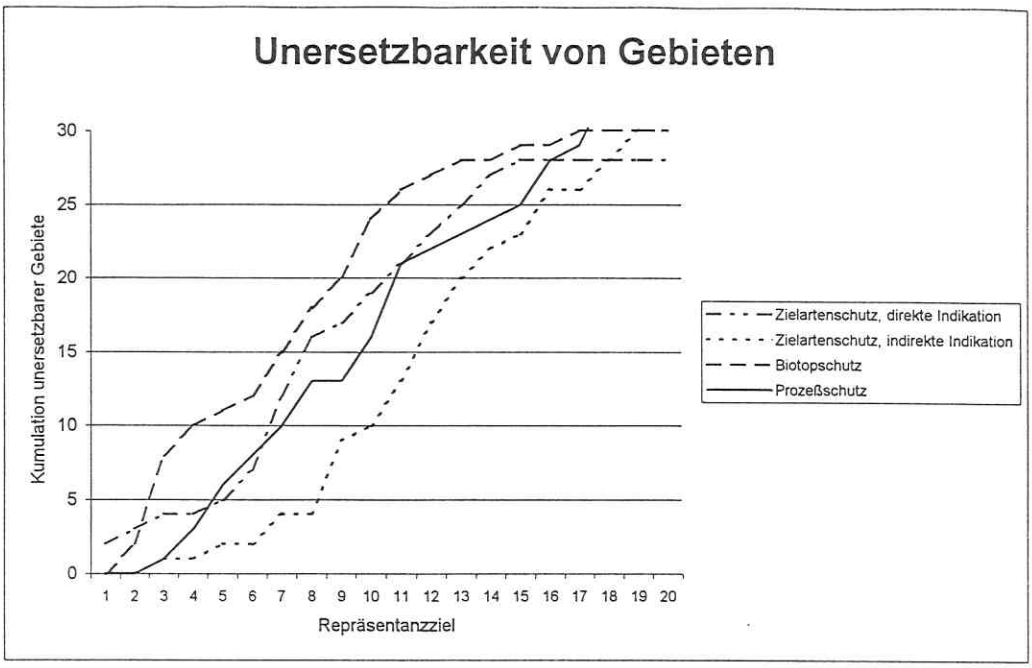


Abbildung 34: Bestimmung der Unersetzbarkeit von Gebieten und Flexibilität der Gebietsauswahl in Abhängigkeit von Repräsentanzzielen.

Mit den oben aufgezeigten Prinzipien (1) bis (3) für hohe Unersetzbarkeiten soll für jede Anwendung die Zahl unersetzbarer Gebiete bestimmt werden. Damit erhält man die **„Freiheitsgrade der Gebietsauswahl"** (= Höhe der Flexibilität, Stärke der Unersetzbarkeit). Tabelle 39 zeigt beispielhaft für die Testgebiete und zu unterschiedlichen Repräsentanzzielen die jeweils unersetzbaren Gebiete auf. Dabei ist die Stärke der Unersetzbarkeit durch unterschiedliche Grauschattierungen illustriert: Schwarz markierte Gebiete sind schon bei einmaliger Repräsentanz unersetzbar, während abgestufte Grauschattierungen die Unersetzbarkeit erst bei höheren Repräsentanzforderungen aufzeigt. Die unersetzbaren Gebiete sind nicht in jedem Fall identisch mit den höchstwertigsten Gebieten der Einzelgebietsbewertung.
Mit der Bestimmung der unersetzbaren Gebiete werden wichtige Grundlagen für einen späteren Zielabgleich und die Prioritätenstufungen erarbeitet (Kapitel 6).

Die Flexibilität der Gebietsauswahl mit Identifikation unersetzbarer Gebiete ist eine wichtige strategische Hilfe in der Planung und Modifizierung von Schutzgebietssystemen gerade in Mitteleuropa; besonders in dicht besiedelten Regionen fallen aufgrund vielfältiger Nutzungsansprüche mögliche Vorranggebiete für Naturschutz immer wieder aus und werden anderweitig verplant. Nach den obigen Ableitungen kann nun begründet werden, welche Gebiete für Naturschutz unersetzbar sind. Mit einer solchen Begründung steigt die Chance auf Erhaltung dieser Gebiete für Naturschutz. Mögliche Alternativlösungen eines Gebietssystemes bei Ausfall eines ersetzbaren Gebietes helfen, angesichts vielfältiger Nutzungsansprüche und Planungsänderungen eine Zielerfüllung stetig zu gewährleisten.

Tabelle 39: Identifikation unersetzbarer Gebiete für unterschiedliche Repräsentanzziele.

Dunklere Schattierung zeigt Unersetzbarkeit schon in niedrigen Repräsentanzzielen.

	Repräsentanzziel																			
	Zielartenschutz										Biotopschutz					Prozeßschutz				
	Direkte Indikation					Indirekte Indikation														
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
G9																				
G13																				
G15																				
G16																				
G17																				
G18																				
G22																				
G26																				
G29																				
G32																				
G36																				
G37																				
G38																				
G39																				
G40																				
G41																				
G51																				
G52																				
G81																				
G104																				
G120																				
G121																				
G122																				
G123																				
G124																				
G125																				

Besonders eine hohe Flexibilität und Abänderungen des Gebietssystemes innerhalb kurzer Zeiträume kann in der Praxis aber auch psychologische Unsicherheiten, ein Verlust an Glaubwürdigkeit und Kosten bei Umorientierungen verursachen. Daher soll bei Anwendungen die Auswahlflexibilität deutlich nur als ein Angebot für verschiedene zielführende Wege dargestellt werden, wobei die unterschiedlichen Wege in Form bestimmter Gebietskombinationen nachvollziehbar bestimmt sind und keine Unsicherheiten der Selektion darstellen. Dazu dient auch die geforderte Eigenschaft der „Explizitheit" von Auswahlmethoden.

Als besonders geeignet wird das Vorhandensein von etwa einem Drittel an unersetzbaren Gebiete bezogen auf die Grundmenge abgeschätzt, so daß Flexibilität ermöglicht wird, aber für die Praxis überschaubar bleibt. Um die eindeutig unersetzbaren Gebiete herum sind zur Sicherung der Naturschutzziele verschiedene Gebietskonfigurationen möglich, wobei jede ein mögliches Mindestsystem bildet. Angesichts der oben dargestellten „Unersetzbarkeiten" und „Freiheitsgrade" sollen dazu bei kleinen Grundmengen an Gebieten (<< 100) die Repräsentanzniveaus für Attribute entsprechend niedrig gewählt werden (< 5), was aber nicht für jedes Teilziel und für jede Region fachlich sinnvoll ist (z.B. bei einer größeren Zahl von Teilpopulationen im Artenschutz, HANSKI 1996). Bei höheren Repräsentanzzielen (5 < x < 10) muß schon eine große Grundmenge an Gebieten verfügbar sein (>> 100), um sinnvolle Flexibilität zu ermöglichen. Ansonsten fällt Flexibilität als vorteilhafte Eigenschaft einer Vorranggebietsauswahl aus.

4.5.4 Explizitheit

Explizitheit bezeichnet die Forderung nach Nachvollziehbarkeit aller Bewertungen des Auswahlvorganges (vgl. Kapitel 1.4.4).

Die Verfolgung zuvor definierter Naturschutzziele wird bei den Algorithmen mit klaren Regeln verbal formuliert, und eine Nachvollziehbarkeit der Flächenauswahl ist gegeben. Mit dieser Explizitheit wird der praktische Vorteil verbunden, daß die Auswahl gegenüber Dritten und anderen Interessen besser zu rechtfertigen, darzustellen und zu verteidigen ist (vgl. NICHOLLS & MARGULES 1993). Damit werden sogenannte „harte Argumente" in den planerischen Abgleich eingebracht. Dieses ist oft ein Schlüsselprozeß zur Durchsetzung der Naturschutzansprüche (z.B. ERZ 1994, PRESSEY 1994).
Die den Algorithmen zugrundeliegenden Entscheidungen sind zwar fachlich motiviert und nachvollziehbar, sie sind aber immer durch Konventionen und den Anwender geprägt und damit niemals objektiv. Die Explizitheit der iterativen Algorithmen darf daher nicht mit naturwissenschaftlicher Objektivität verwechselt werden, die es im normativen Bereich ohnehin niemals geben kann (z.B. PLACHTER 1992, 1994, HENLE 1994, JAX ET AL. 1996).
Auch die hier methodisch spezifizierte und angewandte Methode der Rangfolgebildung (in Grundzügen nach PLACHTER 1992, 1994) erfüllt die Forderung nach Explizitheit: Die Erstellung des Wertzuweisungsverlaufes mit an regionalen Häufigkeitsverteilungen orientierten „Zustands-Wertigkeits-Relationen" ist nachvollziehbar, was insbesondere in Mitteleuropa nach SCHERNER (1995) bei vielen Flächenbewertungen nicht immer gegeben ist.

Eine wesentliche Leistung der iterativen Algorithmen gegenüber Rangfolgen ist das nachvollziehbare Auflösen von Gleich- oder Ähnlichbewertungen: Werden zwei oder mehr Gebiete ähnlich bewertet, folgen weitere differenzierende Regeln. Erst als letztes wird eine Zufallsentscheidung zugelassen.
Dem entspricht beim Ranking die Möglichkeit, bei Ranggleichheit weitere wertbestimmende Kriterien zur Differenzierung heranzuziehen, wobei aber nicht immer eine letztlich eindeutige Auflösung folgt.

4.6 Folgerungen: Kombination von Methoden und Prioritätenstufungen

Nach den Methodenvergleichen der vorangegangenen Kapiteln werden die **Vor- und Nachteile** von Algorithmen und Einzelgebietsbewertungen herausgearbeitet, während eine „ad hoc"-Auswahl für eine sinnvolle Gebietsauswahl untauglich ist (Tabelle 40):

- Die besondere Stärke der Auswahlalgorithmen liegt in der Repräsentanz definierter Schutzgüter mit hoher Effizienz und dem daraus folgenden Systemcharakter der selektierten Vorranggebiete. Unersetzbare Gebiete werden anhand der Repräsentanzziele sicher erkannt, daneben besteht Flexibilität in der verbleibenden Gebietsauswahl. Eine alleinige Anwendung der Methode kann aber dazu führen, daß nicht zwangsläufig die laut Rangfolge der Einzelgebietsbewertung „wertvollsten" Gebiete ausgewählt werden.

- Die besondere Stärke einer Einzelgebietsbewertung mit anknüpfender Rangfolgebildung ist eine dabei gewonnene vertiefte Gebietskenntnis: Besondere Einzelwerte von Gebieten werden erkannt und mit Rangfolgen Prioritäten abgeleitet.

- Sowohl die Auswahl mit Algorithmen als auch nach Rangfolgen ist nachvollziehbar. Als Nachteil der Einzelgebietsbewertung ist der gesamte Bewertungsvorgang für Rangfolgen sehr komplex, und Gleich- oder Ähnlichbewertungen mehrere Gebiete vor allem in mittleren Rängen sind möglich, die mit Algorithmen aufgelöst werden.

- In Mitteleuropa besitzen Einzelbewertungen jedoch eine lange Tradition und werden akzeptiert, welches für aktuelle Anwendungen wichtig sein kann. Das hier spezifizierte Prinzip der Erstellung von Zustands-Wertigkeits-Relationen ist dabei besonders nachvollziehbar und vermeidet eine Subjektivität in der Wertzuweisung (PLACHTER 1994, WIEGLEB 1997).

Tabelle 40: Vor- und Nachteile der Gebietsauswahl nach Algorithmen und Rangfolgen.

Fett sind die Vorteile einer Methode hervorgehoben, in Normalschrift die Nachteile der anderen Methode.

Prüfpunkt	Iterative Algorithmen	Rangfolge nach Einzelbewertung
Zielerfüllung	**Repräsentanz aller Attribute und damit Schaffung eines Gebietssystemes.**	Repräsentanz aller Attribute nicht automatisch erreichbar: Kein Gebietssystem, sondern nur Reihung wertvoller Einzelflächen.
	Wertvolle Einzelgebiete werden nicht zwangsläufig gewählt.	**Vertiefte und differenzierte Gebietskenntnis: Wertvollste Gebiete werden identifiziert und ausgewählt.**
Effizienz	**Hoch**	Gering (zufällige Ausnahmen).
Flexibilität	**Identifikation unersetzbarer Gebiete und Flexibilität bei Selektion ersetzbarer Gebiete.**	Bestimmung nur von Gebieten mit hohem Einzelwert unabhängig ihrer Bedeutung im räumlichen Kontext. Flexibilität eingeschränkt.
Explizitheit	**Auflösung von Gleich- oder Ähnlichbewertungen.**	Verfahren führt oft zu Gleich- oder Ähnlichbewertungen.
	In Mitteleuropa neu, sie müssen erst noch verbreitet und allgemein akzeptiert werden.	**In Mitteleuropa allgemein akzeptiert.**
		Zustands-Wertigkeits-Relationen gut nachvollziehbar.

Aufgrund der großen Vorteile der Algorithmen sollen sie als künftiges Grundprinzip für eine fachlich optimale Auswahl von Vorranggebietssystemen auch für Mitteleuropa dienen. Dazu sind sie weiter zu verbreiten und anzuwenden, um die Akzeptanz für sie als neue Methoden allmählich zu erhöhen.
Die Nachteile der Algorithmenauswahl werden vermieden, wenn der iterativen Auswahl **Elemente der Einzelflächenbewertung vorangestellt** oder **beide Methoden miteinander kombiniert** werden. So sollen die nach Rangfolgen höchstwertigsten Gebiete in jedem Fall in ein Gebietssystem eingebracht werden. Häufig, aber nicht immer, stimmen diese Gebiete mit den nach Algorithmenauswahl unersetzbaren Gebieten überein, so daß der Anteil unersetzbarer Gebiete nicht in zu großer Weise erhöht wird.

Daraus ergibt sich ein **methodisches Gesamtvorgehen** für eine optimale Vorranggebietsauswahl, in dem Algorithmen als Kernbereich der Selektion Repräsentanzziele, Effizienz, Flexibilität und einen Systemcharakter in die Gebietsauswahl einbringen und Gleich- oder Ähnlichbewertungen auflösen. Die Einbeziehung der Rangfolgeergebnisse nach Einzelgebietsbewertung soll dazu auf unterschiedliche Weise erfolgen, und mindestens eine (ideal: alle) muß durchgeführt werden (Abbildung 35).

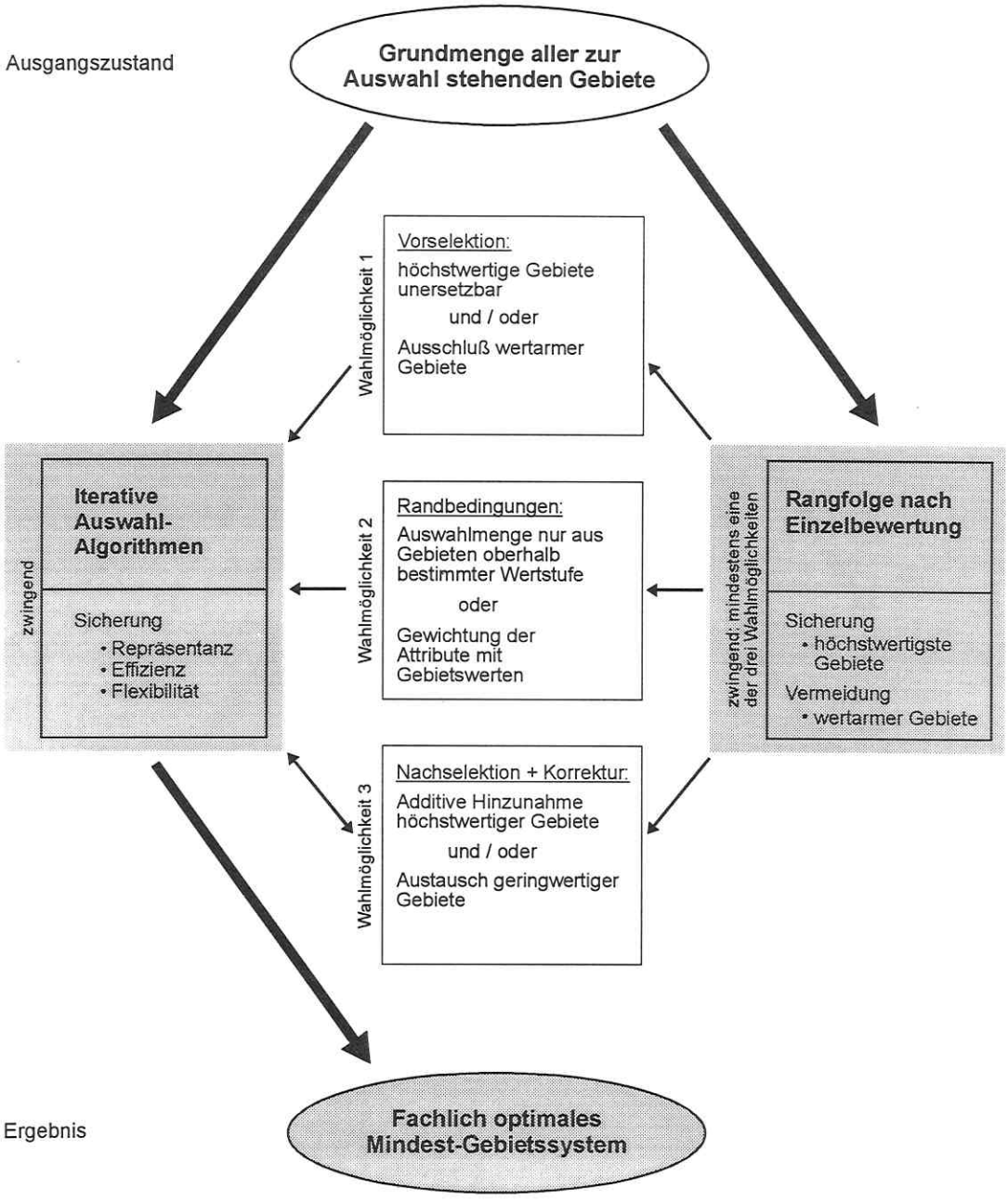


Abbildung 35: Methodischer Rahmen einer optimalen Auswahl von Vorranggebietssystemen für ein einzelnes Naturschutz-Teilziel durch Kombination von iterativen Algorithmen und Rangfolgeverfahren.

Die dicken Pfeile zeigen das Hauptvorgehen. Grau unterlegte Bereiche sind dabei zwingende fachliche Anforderungen. Mindestens ein Weg über eine der drei Wahlmöglichkeiten (dünne Pfeile) muß zusätzlich erfolgen. Randbedingung ist eine vergleichbare Datentiefe für die Grundmenge der zur Auswahl stehenden Gebiete.

- **Wahlmöglichkeit 1: Vor der Algorithmenauswahl** werden zu unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien Zustands-Wertigkeits-Relationen ermittelt und die nach jedem Kriterium höchstwertigsten Gebiete selektiert. Sie sind als „unersetzbar" in die nachfolgende Algorithmenauswahl einzubeziehen. Umgekehrt sollen die wertlosesten Gebiete von der Algorithmenauswahl ausgeschlossen werden. Ausnahmen stellen nach Einzelgebietsbewertung nachrangige Gebiete dar, die aber unterrepräsentierte Attribute enthalten. Auf ähnliche Weise erfolgte beispielsweise die Auswahl eines nationalen repräsentativen Schutzgebietsnetzes (key sites) in Großbritannien (RATCLIFFE 1994): Nach Auswahl der nach detaillierter Einzelgebietsbewertung höchstwertigen Gebieten eines Bezugsraumes wird nach besonderen Attributen in anderen Gebieten gesucht, um für diese iterativ Korrekturen in der bisherigen Auswahl vorzunehmen.

- **Wahlmöglichkeit 2: Während der Algorithmenauswahl** können die Ergebnisse einer Einzelgebietsrangfolge als Randbedingungen integriert werden, z.B. indem nur Gebiete oberhalb einer festzulegenden Wertstufe zur Auswahl stehen oder indem die Gebiete entsprechend ihrer Rangfolge gewichtende Wertpunkte erhalten. FREITAG ET AL. (1997) kombinieren beispielsweise „Artwerte" mit iterativen Auswahlalgorithmen und leiteten ein Gebietssystem für Säugetiere in Südafrika ab.

- **Wahlmöglichkeit 3: Nach der Algorithmenauswahl** werden die Selektionsergebnisse auf Einbeziehung der ranghöchsten Gebiete geprüft. Sind diese nicht vertreten, müssen sie additiv hinzugenommen werden. Zudem ist zu prüfen, ob bei aufgezeigten Flexibilitäten ersetzbare Gebiete nicht durch höherwertige, aber nicht selektierte Gebiete bei Wahrung der Repräsentanzziele ersetzt werden können.

Die Wahlmöglichkeiten sind grundsätzlich untereinander gleichwertig. Es soll von der Anwendungsfrage und fallbezogener Praktikabilität abhängen, welcher Kombinationsweise der Vorzug gegeben wird. Es können auch mehrere Wahlmöglichkeiten parallel zur Anwendung kommen. Das in dieser Arbeit für Auswahlalgorithmen verwendete Programm SORT wurde dazu mit der Möglichkeit von Einschluß und Ausschluß bestimmter Gebiete ausgestattet (DURKA 1998, unpubliziert).

Damit wird aus der Kombination bereits bestehender Methoden und Ansätze sowie eigener Erweiterungen ein methodischer Rahmen der optimalen Auswahl von Gebietssystem für einzelne Teilziele neu synthetisiert.

Das danach selektierte Vorranggebietssystem stellt definitionsgemäß eine in sich gleichwertige und gegenüber anderen Flächen naturschutzfachliche Priorisierung dar. Innerhalb des Systemes sind jedoch weitere **Prioritätenstufungen** zwischen Gebieten für folgende Fragestellungen sinnvoll:

a) Bei gleichwertigen Alternativen von Systemen (Flexibilität!) müssen zur tatsächlichen Umsetzung einer dieser Konfigurationen anahnd einzelner Gebiete der Vorzug gegeben werden.
b) Innerhalb des Gebietssystemes müssen diejenigen Gebiete identifiziert werden, die schnell in einen gesetzlichen Schutzstatus überführt werden sollen (behördliche Prioritätensetzung).
c) Zur späteren Erweiterung des Mindestsystemes müssen nicht selektierte Gebiete (aus Alternativlösungen) ausgewählt werden.
d) Zum späteren Abgleich zu einem Gesamtsystem für alle Teilziele (Kapitel 6) sollen Entscheidungsgrundlagen bereitgestellt werden.

Aber nur das Gesamtgebietssystem erfüllt definitionsgemäß das Schutzziel. Nachrangige Prioritäten dürfen deshalb nicht als Ausschlußmöglichkeit angesehen werden, sondern sind strategische Hilfen innerhalb der Auswahlmethoden und zur anschließenden Umsetzung. Für die Prioriätenstufung von Gebieten werden nach den vorausgegangenen Methodenanalysen vier **regionsübertragbare gleichrangige Verfahren einer Prioritätenstufung einzelner Gebiete** begründet:

- Die allmähliche **Unverzichtbarkeit** von Gebieten für verschiedenen Repräsentanzziele ist als Prioritätenstufung zu verstehen: Prioritär sind diejenigen bislang ersetzbaren Gebiete, die beim nächsthöheren Repräsentanzziel unersetzbar würden.

- Gebiete, die mit unterschiedlichen Algorithmen **häufig selektiert** werden, sind hochprioritär. Sie erfüllen für verschiedene Regelkombinationen, die verschiedene Bewertungskriterien abbilden, gleichzeitig die Ansprüche. Gebiete, die nur von einem oder wenigen Algorithmen selektiert werden sind aber nicht nachrangig, wenn der zugrundeliegende Wertmaßstab normativ hoch gewichtet wird.

- Nach der **Selektionsposition** eines Gebietes innerhalb eines Algorithmus können zuerst gewählte Gebiete als prioritär interpretiert werden.

- Gebiete, die in der **Rangfolge nach Einzelgebietsbewertung** weiter vorne stehen, sind von hoher Priorität, selbst wenn sie nicht in Algorithmen selektiert werden.

5 Wirkung verschiedener Informationsebenen

5.1 Ergebnisvergleich direkter und indirekter Bewertung bei Zielartenschutz

Wichtig für Zielartenschutz ist nach Kapitel 2.2.2 die Einbeziehung sowohl der direkten Bewertung über Artvorkommen als auch unabhängig von aktueller Artanwesenheit das Vorhandensein geeigneter Habitate. Bislang wurde die Gebietsselektion durch Algorithmen aufgrund nur nominaler Vorkommensdaten von Arten als häufigster Anwendungsfall getestet. Nun ist der vergleichende Methodentest für Zielarthabitate als Attribute indirekter Indikation erforderlich. Dazu wird zunächst der einfache Anwendungsfall auf Basis einer Vorkommensangabe grundsätzlich geeigneter Habitate analysiert (Kapitel 3.5 und Anhang Habitatpräferenzen), bevor in den nächsten Teilkapiteln die Auswahl nach Habitatflächen und die mit Habitatmodellen gewonnen vertieften Kenntnisse vergleichend analysiert werden. Damit soll die Wirkung verschiedener Informationsebenen und -tiefen innerhalb von Zielartenschutz und Folgerungen für Anwendungen abgeleitet werden.

Schon die Anwendung nur jeweils **einzelner Algorithmenregeln** ergibt für die indirekte Bewertung nach nominalen Habitatvorkommen abweichende Ergebnisse gegenüber der Auswahl nach direkter Bewertung (nominale Artvorkommen, Kapitel 4.3.3) Dieses begründet sich durch die Vorkommensmatrix der Zielarthabitate (Anhang G3), die zusätzlich zu aktuellen Artvorkommen weitere unbesiedelete Habitate ausweist. Sogar für die nur einmalig in der Region vorkommenden Zielarten Rohrdommel und *Hipparchia hermione* gibt es potentielle Habitate in zwei weiteren Gebieten. Diese Gebiete können für künftige Ausbreitung und Überdauerung seltener Zielarten in der Region Bedeutung erlangen. Damit wird die Notwendigkeit der Berücksichtigung beider Bewertungsebenen zu einer Gebietsauswahl belegt.

Die Effizienz der Regelanweisungen zum jeweiligen Repräsentanzziel zeigt Tabelle 41a. Sie weicht zum Teil deutlich von der Effizienz der Auswahl nach direkter Bewertung ab. In allen Repräsentanzniveaus zeigen die Regel „R5 - Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)“ und „R13 – Attributvielfalt“ die höchste Effizienz für ein Gebietssystem auf Basis indirekter Bewertung.

Ähnlich der immer wieder mit unterschiedlichen Regeln selektierten Gebiete bei direkter Bewertung treten auch bei der Verwendung der Daten indirekter Bewertung einige Gebiete regelmäßig im Gebietssystem auf (Tabelle 41b). Zum Teil entsprechen diese Gebiete jenen mit Artvorkommen, zum Teil sind es aber auch Gebiete, die nach direkter Bewertung wenig oder nicht selektiert wurden.
Aufgrund der häufiger als die tatsächlichen Artvorkommen in der Region vorkommenden potentiellen Habitate wird aber bei einfacher Repräsentanz noch keines der Gebiete unverzichtbar, bei dreifacher Repräsentanz ist erst ein Gebiet unverzichtbar.

Die Hinzunahme weiterer Regeln zur Erstellung von **Algorithmen** erfolgt zwecks Vergleichbarkeit identisch zu Algorithmen der direkten Bewertung (Tabelle 27, Kapitel 4.3.3). Die Selektionsergebnisse sind im „Anhang Auswahlmatrizen“ dargestellt. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Algorithmenauswahl nach direkter Bewertung werden die anhand einzelner Regeln bereits herausgearbeiteten Unterschiede bestätigt und Unterschiede von direkter und indirekter Bewertung gemäß ihren verschiedenen Aussagemöglichkeiten beispielhaft belegt.

Tabelle 41: Selektionsergebnisse für unterschiedliche Repräsentanzziele bei Zielartenschutz nach indirekter Bewertung unter Anwendung nur einzelner Regeln (Basis: Nominale Habitatvorkommen).

Repräsentanzziele: Mindestens 1-, 2- und 3-faches Auftreten der Habitate.
Vergleiche demgegenüber analoge Tabelle 26a und b aus Kapitel 4.3.3 für direkte Bewertung

a.) Effizienz der einzelnen Auswahlregeln.
b.) Selektionshäufigkeit einzelner Gebiete bei verschiedenen Regeln (n = 13). Hellgrau unterlegt sind Gebiete, die für das jeweilige Repräsentationsziel von mehr als 1/3 aller Regeln selektiert werden. Dunkelgrau unterlegt sind von mehr als 2/3 aller Regeln selektierte Gebiete.

a.)

	Anzahl Gebiete					Fläche [ha]				
	Repräsentanzziel					Repräsentanzziel				
Regel	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
R1 – Maximale Seltenheit (Frequenz)	4	7	10	11	14	165	1268	1345	1346	1448
R4 – Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	4	8	9	11	13	124	497	1091	1181	1221
R5 – Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	2	4	6	8	11	636	977	1069	1304	1379
R13 – Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute	2	4	7	8	11	636	1007	1274	1304	1379
R18 – Größe des Gebietes	2	7	13	16	18	867	1694	1937	2027	2082

b.)

		Repräsentanzziel 1		Repräsentanzziel 3	
Gebiet	Größe [ha]	Selektionshäufigkeit	[%]	Selektionshäufigkeit	[%]
G9	25,0	2	14,3	7	53,8
G13	236,0	3	21,4	6	46,2
G15	30,0	4	28,6	4	30,8
G16	89,0	4	28,6	6	46,2
G17	10,0	2	14,3	4	30,8
G18	30,0	3	21,4	6	46,2
G22	80,0	5	35,7	12	92,3
G26	35,0	2	14,3	3	23,1
G29	10,0	1	7,1	1	7,7
G32	15,0	3	21,4	4	30,8
G36	32,0	3	21,4	6	46,2
G37	212,0	1	7,1	3	23,1
G38	311,0	7	50,0	13	100,0
G39	47,0	1	7,1	4	30,8
G40	18,0	1	7,1	4	30,8
G41	556,0	7	50,0	12	92,3
G51	30,0	4	28,6	10	76,9
G52	37,0	2	14,3	3	23,1
G81	1,0	3	21,4	3	23,1
G104	32,0	4	28,6	12	92,3
G122	20,0	1	7,1	3	23,1
G124	30,0	1	7,1	3	23,1
G125	20,0	2	14,3	5	38,5
G120	210,0	2	14,3	5	38,5
G121	10,0	4	28,6	4	30,8
G123	60,0	1	7,1	8	61,5

5.2 *Wirkung verschiedener Informationstiefen bei Zielartenschutz*

5.2.1 Direkte Bewertung: Artvorkommen versus Populationsgrößen

Zur direkten Bewertung wurden neben den nominalen Vorkommensdaten für das Testspektrum an Gebieten auch quantitative Abschätzungen zu allen Zielarten vorgenommen. Damit wird ein Vergleich der Ergebnisse beider Informationstiefen möglich:
Unterschiede werden nach Anwendung nur einzelner Regeln besonders deutlich (Anhang Auswahlmatrizen): Danach sind bei quantitativen Angaben für „maximale Seltenheit (Frequenz)", „Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)", „Attributvielfalt" und „Gebietsgröße" für jedes Repräsentanzziel gegenüber nur nominalen Angaben ein bis drei Gebiete mehr erforderlich. Es werden die auf Basis nominaler Vorkommensangaben häufig selektierten Gebiete alle wieder gewählt, darüber hinaus treten neue Gebiete hinzu. Auch die Selektionshäufigkeiten einzelner Gebiete verändern sich: Das Gebiet G124 (Quartzitkippe Profen) wird bei dreifachem Repräsentanzziel auf Basis quantitativer Daten fast immer ausgewählt, während es auf Basis nominaler Daten nur in zwei Auswahlregeln selektiert wurde.
Die Auswahl auf Datenbasis von quantitativen Vorkommensangaben einer Tierart ermöglicht die Anwendung der Ausdehnungsregel. Durch diese zusätzliche Information wird das Gebiet mit der regional größten Population zuerst selektiert und es werden nicht wie bei nominalen Daten alle besetzten Gebiete unabhängig der Populationsgrößen gleich gewichtet.

Die etwas geringere Effizienz zur Erfüllung des Repräsentanzzieles bei quantitativen Vorkommensdaten gegenüber nominalen Vorkommensdaten wird somit durch eine neue Informationsebene aufgewogen, die fachlich sehr wichtig ist. Wo immer möglich sollen demzufolge quantitative Vorkommensdaten erhoben werden. Die Erfassung von Populationsgrößen ist in der Praxis jedoch fehleranfällig und aufwendig, grobe Schätzwerte geben nur eine ungenaue Orientierung (SETTELE ET AL. 1998). Daher soll eine indirekte Bewertung mit Habitatmodellen in das Auswahlverfahren einbezogen werden.

5.2.2 Indirekte Bewertung: Nominale Habitatvorkommen versus Habitatflächen versus Habitateignung nach Habitatmodellen

In den Methodentests von 5.1 wurden für die indirekte Bewertung nur die nominalen Vorkommen der Habitate als Datenbasis herangezogen. Durch die Erfassung als geeignet abgeschätzter Habitatflächen und die Entwicklung von Habitatmodellen (Kapitel 3) wurden zusätzliche Informationstiefen gewonnen (vgl. Abbildung 10, Kapitel 3.1), deren Einfluß auf die Gebietsauswahl nun aufgezeigt werden soll.

Während die Habitateignung eines Gebietes analog einer Einzelbewertung direkt aus den Habitatmodellen abgeleitet werden kann, soll für Habitatflächen ein Auswahlvorgang mit Algorithmen vorgenommen werden. Hierzu können die gleichen Algorithmen wie für Biotopschutz verwendet werden (Tabelle 30). Die Selektionsergebnisse sind im Anhang „Auswahlmatrizen" dargelegt, woraus folgende anwendungsrelevante Analysen dargestellt werden:
Im Vergleich zur Auswahl nach nominalen Habitatvorkommen fällt die deutlich **geringere Effizienz** für höhere Repräsentanzziele auf. Diesem Nachteil steht der Vorteil gegenüber, daß ein Informationsgewinn in Form der Einbeziehung von auf quantitativen Angaben beruhenden Ausdehnungsregeln in die Algorithmen möglich ist. Damit wird die Auswahl derjenigen Gebiete möglich, welche die größten Habitatflächen der Region enthalten. Das ist für Artenschutz sehr wichtig, da zusätzlich zur Sicherung der besiedelten Kernlebensräume nach quantitativer direkter Bewertung die größten potentiellen Lebensräume einbezogen werden. In diesen kann aufgrund ihrer Größe besonders gut Neubesiedlung, Populationsaufbau und schließlich Überdauerung und weitere Ausbreitung stattfinden (BERGER ET AL. 1995, FRANK & BERGER 1996). So ist ein Verlust an Effizienz der Gebietsauswahl auf quantitativer Datenbasis sowohl bei direkter

als auch bei indirekter Bewertung kein Nachteil, sondern es wird gegenüber der Auswahl nach nominalen Daten ein Qualitätssprung in der Zielerfüllung einer Gebietsauswahl erreicht.

Die genaue Wirkung unterschiedlicher Informationstiefen auf die Selektion der einzelnen Testgebiete ist in Tabelle 42 dargestellt: Danach zeigt sich, daß das aus Sicht der höchsten Datentiefe (Habitateignung gemäß Habitatmodellen) wichtigste Gebiet G41 (Bockwitz) von verschiedenen Algorithmen mit größter Regelmäßigkeit und auch nach Rangfolge selektiert wurde. Aber nicht alle Algorithmen führen zur Selektion dieses für die beispielhaft vertieft untersuchten Zielarten wichtigsten Gebietes. Vergleicht man auch die Höhe der Habitateignung der weiteren Gebiete für diese Zielarten, so ist keine vollständige Übereinstimmung mit der Häufigkeit der Selektion auf Basis nominaler oder Habitatflächenangaben festzustellen. Dies bedeutet, daß ohne Habitatmodelle wichtige Gebiete nicht erkannt und selektiert würden. Ein bedeutender Qualitätsverlust im Gebietssystem ist die Folge.
Kein einziger Algorithmus selektiert bei niedrigen Repräsentanzzielen in jedem Fall die nach dem Ergebnis der Detailuntersuchungen in ihrer Habitateignung wichtigsten Gebiete. Erst bei höheren Repräsentanzzielen werden diese wichtigen Gebiete selektiert, was aber eine Folge des dann höheren Gebietsbedarfes und keine fachliche Bestimmtheit darstellt. Es werden sogar einige für einzelne Arten wichtige Gebiete nur mit geringer Selektionshäufigkeit (also nur von wenigen Algorithmen) gewählt. Beispielsweise wird Gebiet G81 (Feuchtbiotop Profen-Nord) auf Basis nominaler Vorkommen von keinem und auf Basis von Habitatflächen nur von 28 % aller Algorithmen selektiert, obwohl es das nach seiner Habitatqualität höchstwertigste Gebiet für die Wechselkröte ist.

5.2.3 Qualitätsverluste nach unterschiedlichen Informationstiefen der Datenbasis

Die unterschiedlichen Aussagemöglichkeiten und Ergebnisse zwischen den Informationsebenen direkter und indirekter Bewertung dürfen nicht gegeneinander gewertet werden (Kapitel 2.2.2). Doch innerhalb jeder Informationsebene sind mit abnehmender Informationstiefe (Abbildung 10, Kapitel 3.1) **Qualitätsverluste** belegt worden, die hier zur Ableitung von Qualitätsrandbedingungen bei der Gebietsauswahl quantifiziert zusammengefaßt werden (Abbildung 36):
Ausgehend von der Algorithmenauswahl mit der Datengrundlage von detaillierter Habitatkenntnis in Gebieten, über die im Vergleich dazu oberflächliche Kartierung von prinzipiell geeigneten Habitatflächen hin zur Verwendung nur nominaler Vorkommensdaten nimmt die Selektionshäufigkeit mindergeeigneter Gebiete und damit ein Qualitätsverlust zu. Der Qualitätsverlust wird hier als Anzahl derjenigen Gebiete abgebildet, die gemäß der ermittelten Habitateignungswerte für die „Modellzielarten" unter der Mindesteignung von 0,6 liegen. Dieser Qualitätsverlust kann nur dann bestimmt werden, wenn wie hier eine vertiefte regionale Kenntnis der Habitateignung erarbeitet wurde. Dieses belegt die Wichtigkeit von Vertiefungsuntersuchungen mit Erstellung regionaler Habitatmodelle, sowie deren Einbeziehung in die Selektion eines Vorranggebietsnetzes.
Für die direkte Bewertung ergibt sich ein gleichartiger Qualitätsverlust, wenn statt der aufwendig zu erhebenden Populationsgrößen nur nominale Anwesenheitsangaben als Datengrundlage für Auswahlalgorithmen herangezogen werden.

Die Qualitätsverluste können durch die **Randbedingungen** für Auswahlalgorithmen vermindert oder vermieden werden, indem gemäß einer Einzelgebietsbewertung die Gebiete mit den höchsten Habitateignungen als „unersetzbar" vorselektiert werden. Dieses ist auch speziell in den weiterentwickelten methodischen Rahmen für ein optimalen Gebietssystem möglich (Abbildung 35, Wahlmöglichkeit 1).

Tabelle 42: Vergleich selektierter Gebiete für Zielartenschutz aufgrund unterschiedlicher Informationstiefen bei indirekter Bewertung.

Titelzeilen von links nach rechts: Zunehmende Informationstiefe, 1 – Auswahl auf Basis nominaler Habitatvorkommen, 2 – auf Basis von Flächen abgeschätzt geeigneter Habitate, 3 – auf Basis genauer Habitateignung gemäß Habitatmodellen.
Weiter bedeuten: Algos = Selektion durch verschiedene Algorithmen, Ranking = Auswahl nach Rangfolge. Qual = qualitative Habitateignung, quant = Quantitative Habitateignung jeweils für Wechselkröte, Laubfrosch, Knoblauchkröte, *Sphingonotus caerulans* und *Oedipoda caerulescens*.
Die Zahlen in den Spalten der Algorithmen bezeichnen die Auswahlfrequenz [%], die Zahlen in den Ranking-Spalten bezeichnen die Einzelwerte und die Zahlen der Habitatmodelle bezeichnen die Habitateignungssumme.

Dunkelgrau unterlegt sind Gebiete, die nach Rangfolge zuerst selektiert wurden oder die aufgrund der Habitatmodelle am wichtigsten für die betreffende Art sind. Hellgrau unterlegt sind Gebiete, die bei mehr als der Hälfte aller Algorithmen selektiert wurden, die bei Auswahl nach Rangfolge bis zur Erreichung einfacher Repräsentanz benötigt wurden oder die bei Habitatmodellen oberhalb der Mindesteignung liegen. Übereinstimmung in den Grauschattierungen innerhalb einer Zeile bedeutet demnach Übereinstimmungen in der Selektion bei unterschiedlichen Informationstiefen und Methoden.

	1 - Habitat nominal		2 - Habitat Fläche		3 - Habitateignung gemäß Habitatmodellen									
					Wechs		Laub		Knob		Sphing		Oedip	
Gebiet	Algos	Ranking	Algos	Ranking	Qual	Quant	Qual	Quant	Qual	Quant	Qual	Quant	Qual	Quant
9	36	1,2	42	3,3	0,2	5	0,6	20	0,4	7	0	0	0	0
13	20	1,4	30	3,7	0,1	4	0,8	35	0,1	2	0	0	0	0
15	28	1,4	40	3,8	0,8	25	0,1	0,1	0	0	0,6	15	0,7	19,3
16	0	1,4	20	3,1	0,3	7	0,7	15	0,4	10	0	0	0	0
17	4	0,9	30	2,4	0	0	0	0	0	0	0,9	50	0,5	25
18	20	1,4	44	3,6	0,2	2	0,4	4	0,8	15	0,2	10	0,3	15
22	76	1,2	80	3,2	0,1	0,5	0	0	0	0	0,3	20	0,5	36
26	0	0,8	0	2,1	0,4	30	0,1	2	0,2	2	0,1	1	0,5	28
29	0	0,6	14	1,1	0,1	1	0,2	4	0,4	15	0	0	0	0
32	32	1	50	2,8	0,2	3	0,7	20	0,6	25	0	0	0	0
36	20	0,7	36	1,5	0,1	0,6	0,4	5	0,6	20	0	0	0	0
37	0	1,3	0	3,4	0,2	0,8	0,2	1	0	0	0,4	17,5	0,5	25
38	84	2,4	80	6,2	0,3	2	0,3	2	0	0	0,2	25	0,4	55
39	0	0,2	2	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,7
40	0	0,8	22	1,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	76	3	76	9,2	0,8	71	0,8	73,2	0,6	82	0,8	82	0,8	92
51	60	1,4	68	4,1	0,2	1,2	0,8	80	0,5	42	0	0	0	0
52	4	0,8	8	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
81	0	0,8	28	1,7	0,9	3	0,2	0,5	0	0	0	0	0	0
104	68	0,7	80	1,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
120	36	1,7	44	4,7	0,4	5	0,6	20	0,3	6,6	0,1	1	0,2	2
121	16	0,8	44	1,6	0,2	1	0,1	0,3	0	0	0	0	0	0
122	4	1,2	14	3,1	0,7	7	0,2	0,2	0	0	0,8	36	0,3	8,9
123	40	2	44	5,6	0,6	12	0,3	10	0	0	0,3	12	0,3	10
124	0	0,8	8	2,1	0	0	0	0	0	0	0,9	87	0,2	6
125	0	1,1	32	2,5	0,9	3	0,5	3	0,1	0,1	0,5	8	0,6	10

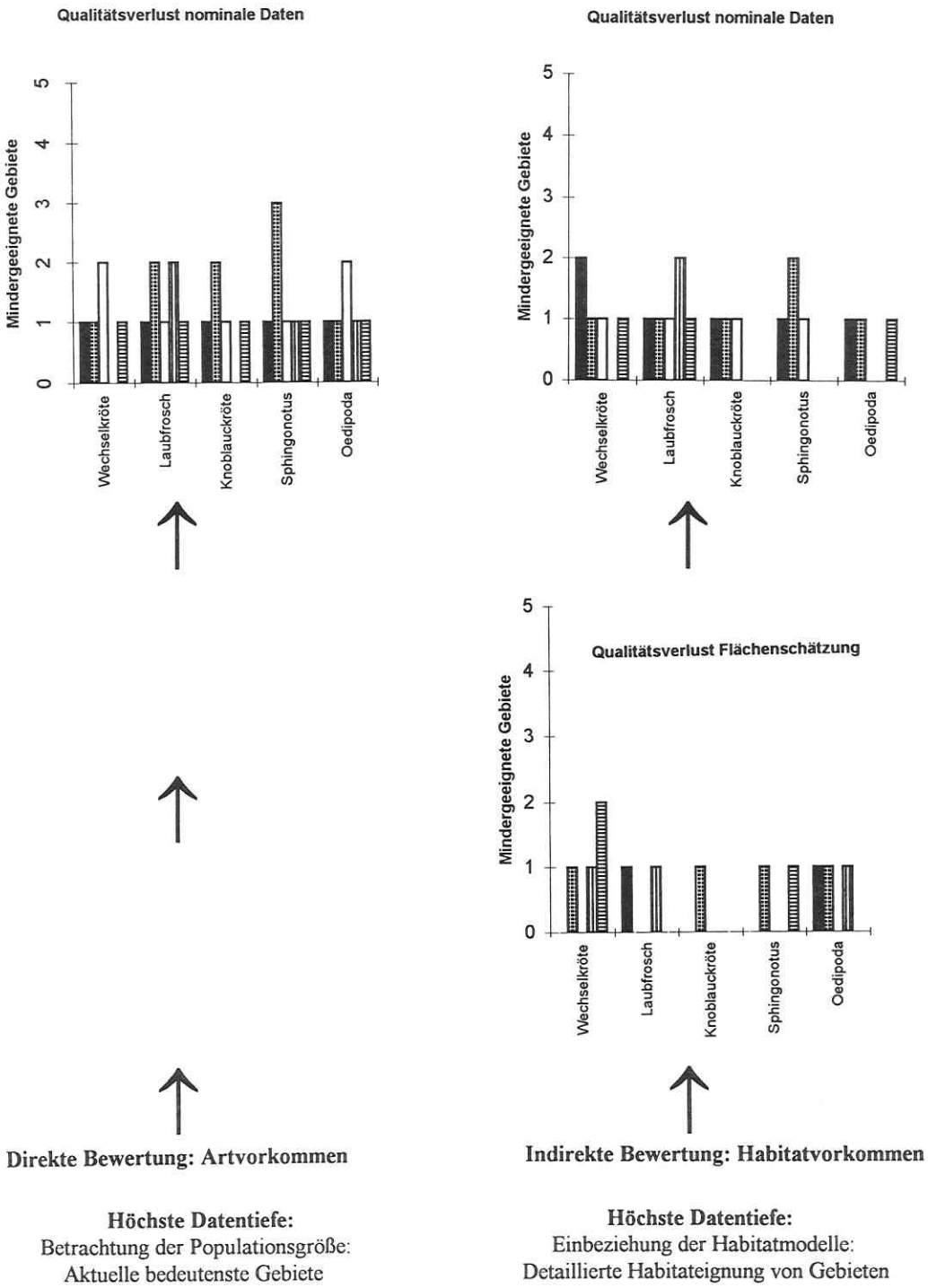


Abbildung 36: Qualitätsverluste bei unterschiedlichen Informationstiefen in der Gebietsauswahl.

Qualitätsverluste mit Pfeilen symbolisiert, abgeleitet aus der höchsten Informationstiefe: Populationsgrößenermittlung (direkte Bewertung) und Habitateignung (indirekte Bewertung) für Modellzielarten mit Kenntnis der mindestgeeigneten Gebiete für diese Arten. Qualitätsverlust gemessen an den Selektionsergebnissen für fünffache Attributrepräsentanz, die danach ausgewählten Gebiete unterhalb der Mindesteignung werden als mindergeeignete Gebiete und als Qualitätsverlust bezeichnet. Auswahlgrundlage sind die sinnvollen Algorithmen 1, 2, 3, 4, 6 aus Tabelle 27, deren Ergebnis für jede Modellzielart jeweils von links nach rechts in Säulen aufgetragen ist.

5.2.4 Einbeziehung der Variabilität des Zielartenkonzeptes in die Gebietsauswahl

Es ist eine wesentliche Eigenschaft von Zielartenkonzepten, die tierartspezifisch relevante Variabilität von Vorkommen und Habitateignungen berücksichtigen zu können (Kapitel. 2.2.5). Zur Bedeutung variabler Habitate in einem größeren Flächensystem gibt es aber erst wenige Freilandbelege zu wenigen Tierarten (z.B. KUHN 1993, BERGER ET AL. 1995, STERNBERG 1995, MÄRTENS ET AL. 1996), welche die folgende Ableitung zur Berücksichtigung von Variabilität speziell in einem Gebietssystem für Tierartenschutz stützen, aber auch als vorläufige These determinieren, die durch zukünftige Studien zu Tierarten überprüft werden soll:

(1) Das Gebiet mit dem **höchstwertigsten Habitat** und das **Gebiet mit der größten Population** soll als „unersetzbar" vorselektiert werden; diese „Unersetzbarkeit" eines Gebietes kann bei natürlichen und nicht immer vorhersehbaren Entwicklungen nach Jahren einem anderen Gebiet zuteil werden. Hiervon hängen (zeitweise) regionale Populationen ab.

(2) Innerhalb des Vorranggebietssystemes sind für die Zielarten **zusätzlich** Gebiete zu sichern, die eine Mindesteignung erfüllen, aber sich in ihrer Habitatausprägung vom aktuellen Optimalhabitat dennoch unterscheiden. Durch diese Variabilität wird auch gewährleistet, daß bei Veränderung oder der Unkenntnis von Schlüsselfaktoren im bisherigen Optimalhabitat der Arten weiterhin ausreichend Lebensräume in der Region verfügbar sind. Dieses gilt aber nur unter der Randbedingung, daß die Mindestqualität bei natürlichen Schwankungen sich nicht dauerhaft verschlechtern darf, sondern relativ konstant bleiben muß oder sich nur verbessern darf (speziell: FRANK & BERGER 1996). Randbedingung ist dazu auch ein nicht zu starres Pflegemanagement in allen Habitaten, so daß auch innerhalb bestehender Lebensräume kleinere Schwankungen ermöglicht werden.
Die Selektion von solchen zusätzlichen Gebieten soll mit dem Hilfsmittel der Habitatmodelle und der Emittlung von gebietsbezogenen Habitateignungswerten erfolgen (Kapitel 3), in dem entsprechend einer Einzelgebietsbewertung oberhalb eines Mindestwertes Gebiete mit unterschiedlichen Eignungen ausgewählt werden.
Ausnahmefälle, die in jedem Fall eine (zeitweise) Aufrechterhaltung starrer Optimalzustände noch vor dem Erreichen großer Variabilitäten fordern, sind beispielsweise das langfristig zu erwartende Vorhandensein nur dieses einen Optimalhabitates und ein drohendes Verschwinden der Art in Nachbarregionen, so daß eine natürliche (Wieder-)Besiedlungsmöglichkeit ausgeschlossen würde (vgl. BERGER ET AL. 1995). Dieses trifft besonders bei stark gefährdeten oder seltenen Zielarten zu.

Eine Entscheidung, ob die hohe Variabilität (2) angestrebt wird oder doch nur Habitate nahe dem Optimalzustand (1) bevorzugt werden, soll auf Untersuchungen zu den Ansprüchen einer Tierart beruhen. Weit verbreitete Zielarten können generell in einer breiten Variationsbreite gesichert werden, wohingegen für bereits stark gefährdete oder seltene Arten vorerst nur Optimalgebiete gefördert werden müssen.

5.3 Wirkung heterogener Datenlage

Die jeder Auswahl zugrundeliegende Datenbasis ist nicht statisch (vgl. MARGULES ET AL. 1994a):

1. Die Objekte (Grundmenge der Gebiete) können sich verändern: Gebiete werden anderweitig verplant und konkurrierenden Nutzungen zugeführt, oder durch weitere Bergbauaktivitäten und neue Erkenntnisse kommen potentielle Vorranggebiete in die Grundmenge hinzu.
2. Die Attribute (Schutzgüter: Zielarten, Zielbiotope oder Standortausprägungen für Prozeßschutz) können sich ändern: Einige Attribute verschwinden, andere werden neu abgeleitet (Flexibilität von Zielartenkonzepten!). Sich verändernde Verbreitungen und Größen von Attributen führen zu einer neuen Datenlage. Auch Unterschiede in der Erfassungsintensität führen zu zeitlich ungleichen Datenlagen.

Jede Auswahl von Vorranggebieten aus einer Grundmenge durch Algorithmen und Rangfolgeverfahren ist zwangsläufig ein **Abbild der bestehenden Datenlage**: Es können nur diejenigen Gebiete geprüft und ggf. selektiert werden, für die Daten vorliegen. Bei heterogener Datenlage ist festzustellen, daß die Selektionsergebnisse nur ein Spiegelbild der aktuellen, unvollständigen Datenlage und des Erfassungsaufwandes sind (vgl. erste eigene Voruntersuchungen in DURKA ET AL. 1997a). Die Gebiete, die gut untersucht wurden, werden zuerst in das Flächensystem aufgenommen.
Wenn Attribute nicht oder ihre Ausprägung falsch erfaßt wurde, wird dieser Fehler in der Selektion abgebildet. Ist beispielsweise ein seltenes Attribut in einem Gebiet trotz dessen tatsächlichen Vorkommen nicht erfaßt worden, ist dieses Gebiet für Repräsentanzziele „ersetzbar" und nicht in jedem Fall selektiert. Es folgt Unterrepräsentation und damit Nichterfüllung definierter Ziele, obwohl dieses möglich wäre. So wurde erst bei ausführlichen Untersuchungen das regional einzige Vorkommen der Tagfalterart *Hipparchia hermione* im Gebiet G38 (Halde Trages) erfaßt (ALTMOOS & DURKA 1996). Ohne diese Erfassung wäre in G38 keine einzige für dreifaches Repräsentanzniveau unterrepräsentierte Zielart aufgetreten und das Gebiet wäre nicht zwangsläufig gewählt worden. In den Testanwendungen stellte es zwar in jedem Fall eines der vorrangigsten Gebiete dar, für Repräsentanzziele wurde es jedoch nur durch *Hipparchia* unersetzbar. Die Gewährleistung fachlicher Ziele hängt demnach von der Genauigkeit des Kenntnisstandes in den zur Auswahl stehenden Gebieten ab.

Vor diesem Hintergrund werden Randbedingungen für Datenerhebungen zur Selektion von Gebietssystemen abgeleitet:

(1) Es muß eine **gleichmäßige Datentiefe** zwischen allen zur Auswahl stehenden Gebieten angestrebt werden. Da bei sehr vielen Gebieten einer Grundmenge oft nicht in allen Gebieten detailliert untersucht werden kann, sind vereinfachte systematisch-repräsentative Erfassungsprogramme erforderlich (vgl. z.B. SAETERSDAL & BIRKS 1993, MARGULES ET AL. 1994a). Dazu zählt die einfach mögliche Erfassung der Stellvertretervariablen aus Habitatmodellen, mit denen für viele Gebiete in kurzer Zeit sichere und gleichartige Informationstiefen ermittelbar sind. Damit wird die Bedeutung der Habitatmodelle belegt.

    Bei Gebietsselektion auf vorläufig ungleichmäßigen Informationstiefen muß nachvollziehbar dargelegt werden, welche Gebiete in ihrer Datenlage vergleichbar sind und welche Gebiete vielleicht nur aufgrund fehlender Daten nicht selektiert wurden (Prinzip der Explizitheit von Auswahlverfahren!). Gebiete mit Datendefiziten müssen dann vorrangig untersucht und mit Kenntnisgewinn selektierte Gebietssysteme überprüft und modifiziert werden.

(2) Für seltene oder schwer erfaßbare Attribute soll zudem eine besonders **detaillierte Datentiefe** angestrebt werden, um für sie unersetzbare Gebiete als solche zu erkennen. Damit wird ausgehend von einer wenig detaillierten, aber vergleichbaren Datenbasis für alle Attribute für bestimmte Attribute beispielhaft eine notwendige Tiefe erreicht, die wiederum zwischen allen Gebieten gleich sein soll. Damit sollen gezielt die unersetzbaren Gebiete identifiziert und abgesichert werden, die „feste Kristallisationspunkte" und damit Garanten fachlicher Qualität im Gebietsnetz darstellen.

5.4 Einbeziehung verschiedener Szenarien und Zeithorizonte

Szenarien sind als „was wäre wenn"-Extrapolationen zu verstehen, wenn verschiedene Randbedingungen und fachliche Anforderungen zugrunde gelegt werden. Häufig sind dieses politische oder pragmatische Prämissen:

- z.B. die Vorstellung, aufgrund knapper Finanzressourcen keine oder nur wenige Pflegemaßnahmen zum Schutz von Zielarthabitaten leisten zu können: Dann müssen Gebiete für Zielartenschutz ausgewählt werden, die natürlicherweise auch ohne Management langfristig Habitate beinhalten können. Dazu dienen Habitatmodelle, die bei absehbarer Veränderung der zugrundeliegenden Parameter die künftige Eignung und Vorkommenschance vorhersagen können.

- z.B. die politische Festlegung bestimmter Flächenanteile für Prozeßschutz oder Pflege: Dann soll anhand der Auswahlverfahren geprüft werden, welche Repräsentanzziele die Attribute unter dieser Prämisse maximal einnehmen können. Wenn die Zielerfüllung für kein oder zu geringe Repräsentanzziele nicht mit den politisch zugestandenen Flächen möglich ist, dann sind anhand der Auswahlalgorithmen für Mindestziele höhere Flächenanforderungen nachvollziehbar zu begründen. Dieses ist besonders praxisrelevant, da die fehlende Nachvollziehbarkeit von Flächenanforderungen oft ein Hindernis war, Naturschutzforderungen in der politischen Abwägungspraxis ausreichend zu akzeptieren (vgl. HOVESTADT ET AL. 1991, HORLITZ 1994, VOGEL ET AL. 1996).

- z.B. die Einbeziehung fachlich oder umsetzungsorientiert sinnvoller normativer Randbedingungen, die auf die jeweilige Fragestellung und Regionseigenheit angepaßt ist. So sollen beispielsweise für Prozeßschutz im Südraum Leipzig kleine Gebiete (< 30 ha) ausgeschlossen werden, da darin natürliche Prozesse oft nur stark gestört ablaufen können.

Gerade in Bergbaufolgelandschaften besteht eine hohe **zeitliche Dynamik** in der Verfügbarkeit von Gebieten und angesichts der Sukzessionsdynamik auch in der Ausprägung der Attribute. Liegen Erkenntnisse zum Sukzessionsverlauf vor (Kapitel 2.4 und in DURKA ET AL. 1997a, b), so ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Attributen nach bestimmten Zeiträumen vorhersagbar. Für Zielarten sind dafür einmal mehr die Habitatmodelle nützlich. So müssen verschiedene Zeithorizonte bei der Vorranggebietsauswahl berücksichtigt werden: Es dürfen nicht nur aktuelle Zustände in die Bewertung eingehen. Da nicht alle Entwicklungen vorhersehbar sind, müssen Vorranggebietssysteme generell im Lauf der Zeit überprüft und ggf. modifiziert werden.

6 Entwicklung eines Gebietssystemes für alle Teilziele

6.1 Übersicht

Zur Methodenweiterentwicklung wurden bisher jeweils nur einzelne Teilziele herangezogen, an diesen Auswahlverfahren für Gebietssysteme modellhaft geprüft und spezifiziert (Kapitel 4). Innerhalb einer Region müssen aber verschiedene, manchmal auf gleicher Fläche konkurrierende Teilziele des Naturschutzes verwirklicht werden (Ziel- und Strategierahmen, Kapitel 2). So wird im rückblickenden Vergleich der Selektionsergebnisse einzelner Teilziele deutlich, daß aus dem Testspektrum oft mehrere Gebiete für verschiedene Teilziele des Naturschutzes gleichermaßen selektiert wurden. Somit steht nun die Zusammenführung der Gebietssysteme einzelner Teilziele an. Für einen solchen Zielabgleich gibt es bislang keine nachvollziehbare Entscheidungshilfen (BIBBY 1998), so daß die folgende Zielzusammenführung den Charakter einer **Methodenentwicklung** trägt:

Zum Zielabgleich sind zwei Ebenen zu unterscheiden:

1. **Innerhalb jedes Teilzieles** soll zunächst ein einziges Gebietssystem selektiert werden (vgl. Kapitel 4). Am Beispiel der unterschiedlichen Informationsebenen direkter und indirekter Bewertung für Zielartenschutz wird dafür eine Zusammenführungsmöglichkeit aufgezeigt (Kapitel 6.2).
2. Erst dann kann ein Abgleich der Teilziele und eine **Zusammenführung der zielsektoral selektierten Gebiete** zu einem Vorranggebietssystem mit gleichzeitiger Repräsentanz aller Teilziele erfolgen (Kapitel 6.3).

6.2 Zusammenführung von Gebietssystemen für Artenschutz nach direkter und indirekter Bewertung

Für Zielartenschutz sind sowohl die Ergebnisse der Gebietsselektion auf Basis der Artvorkommen (direkte Bewertung) als auch aufgrund der Habitate (indirekte Bewertung) wegen ihrer jeweils unterschiedlichen Aussagemöglichkeiten gleichermaßen wichtig. Somit stellt sich die Frage, wie die nach direkter und indirekter Bewertung selektierten Gebietssysteme zusammengeführt werden können. Dazu werden folgende, aufeinander aufbauende Arbeitsschritte abgeleitet:

(1) **Getrennte Gebietssysteme:**
Zunächst sind getrennt für direkte und indirekte Bewertung zu unterschiedlichen Repräsentanzzielen eigene Gebietssysteme zu erstellen, welche dann eigene Aussagequalitäten besitzen. Dabei sind alle bisher erarbeiteten Flexibilitäten und Randbedingungen einzubeziehen, und zur Vermeidung von Qualitätsverlust die jeweils größte Datentiefe zur verwenden: Für die direkte Bewertung werden bevorzugt „Populationsgrößen" vor „(halb)quantitativen Vorkommensabschätzungen" und vor „nominalen Vorkommensangaben" eingesetzt, für die indirekte Bewertung werden „genaue Habitateignungen (nach Habitatmodellen)" vor „Flächenangaben abgeschätzt geeigneter Habitate" und vor „nominalen Vorkommensangaben von Habitaten" bevorzugt.

(2) **Vergleich der Gebietssysteme:**
Häufig, aber nicht zwangsläufig, sind in beiden Gebietssystemen die Gebiete mit den höchsten Habitateignungen gleichzeitig die Gebiete mit den größten Populationen einer Zielart. Wenn es in der Gebietsselektion auch bei Einbeziehung unterschiedlicher Qualitätsstufen (Kapitel 5.3) tatsächlich keine Abweichungen gibt, ist kein weiterer Abgleich erforderlich. Werden nicht identische Gebiete ausgewählt, sind die nachfolgend abgeleiteten Schritte relevant.

(3) Zusammenführung:
Folgende Prüfpunkte (Reihenfolge (a) bis (b) dienen dem fachlich begründeten Abgleich der Gebietssysteme. Dazu wird eines der beiden Gebietssysteme als Ansatzpunkt betrachtet. Es ist dabei gleichgültig, ob vom Gebietssystem direkter oder indirekter Indikation ausgegangen wird, da der folgende Abgleich additiv und komplementär ist.

(a) **Sicherung der Optimalgebiete:** Sind Gebiete mit höchster Habitateignung bzw. größter Population noch nicht im jeweils anderen System enthalten, so sind sie in das Gesamtnetz additiv aufzunehmen.

(b) **Räumliche Nachbarschaft - Metapopulation und Habitatverbund:** Das Überleben von Arten in Raum und Zeit hängt maßgeblich vom Vorhandensein optimaler Kernlebensräume in möglichst enger Nachbarschaft ab, ergänzt durch weitere geeignete Lebensräumen (z.B. BERGER ET AL. 1995, FRANK & BERGER 1996, PULLIAM 1996). Daher müssen die räumlich nächsten Gebiete zum Optimalhabitat, die im jeweils anderen System nicht selektiert wurden, additiv hinzugenommen werden. Welcher räumliche Umkreis dafür in Betracht gezogen wird und wieviele Gebiete dieses im Falle von Auswahlmöglichkeiten sein sollen, muß artspezifisch und normativ festgelegt werden. Dabei müssen auch Disperal- und Etablierungsfähigkeit der betreffenden Tierarten berücksichtigt werden, sonst drohen nach dieser allgemeinen Formulierung für einige Arten Fehlschlüsse. Beispielsweise ist der Raubwürger wegen seiner Mobilität und Ansprüche nicht auf enge Nachbarschaft angewiesen, wenn ausreichend große Kerngebiete selektiert wurden (vgl. ROTHHAUPT & VOGEL 1996). Diese Abgleichregel entspricht der Verwendung von Distanzregeln in Algorithmen, die speziell für Zielartenschutz bereits bei ihrer Aufstellung als besonders tauglich zur Differenzierung herausgearbeitet wurden.

Unsicherheiten werden insbesondere im Prüfpunkt (b) sichtbar. Diese normativen Entscheidungen müssen transparent dargelegt und bei Kenntnisgewinn überprüft werden.

6.3 *Zusammenführung aller Teilziele zur Erstellung eines Gesamtsystemes*

(Abbildung 37)

(1) Flexible Gebietssysteme zu Teilzielen:
Für jedes definierte Teilziel mit normativ festgelegter Mindestrepräsentanz der Attribute und ggf. weiteren fachlichen Randbedingungen müssen mit den entwickelten Methoden (Kombination von Algorithmen und Rangfolge-Verfahren, Abbildung 35) einzelne zielsektorale Gebietssysteme ermittelt werden. Durch die Möglichkeit, unterschiedliche und gleichermaßen fachlich sinnvolle Algorithmen mit den sich daraus ergebenden Flexibilitäten zu benutzen, kann es dabei gleichrangig verschiedene Gebietskonfigurationen zur Zielerfüllung geben. Für jedes Ziel werden auf diese Weise optimale Mindestgebietssysteme aufgezeigt. Bis hierher verläuft das Verfahren transparent und nachvollziehbar, ohne die in der Praxis so häufig anzutreffenden Kompromisse schließen zu müssen.

(2) Vergleich der zielsektoralen Gebietssysteme und Vermeidung von Konfikten:
Nur selten werden für die verschiedenen Ziele völlig unterschiedliche Gebiete selektiert. Durch einfache Addition der jeweiligen Gebietssysteme ergibt sich daraus das Mindest-Vorranggebietssystem zur Erfüllung aller Ziele. Meist werden zumindest einige Gebiete für mehrere Ziele gleichzeitig gewählt. Dann muß geprüft werden, ob aus den nach verschiedenen Algorithmen für einzelne Teilziele selektierten Gebietssystemen Konfigurationen gewählt werden können, die keine Gebietsüberlagerungen zu anderen Teilzielen aufweisen. Diese letzte Möglichkeit zur Vermeidung von Gebietskonflikten wird maßgeblich durch die Flexibilität der Algorithmen bestimmt. Bei Erfolg ergibt sich wiederum durch Addition der unterschiedlichen Gebietssysteme das Mindest-Vorranggebietssystem für alle Ziele.

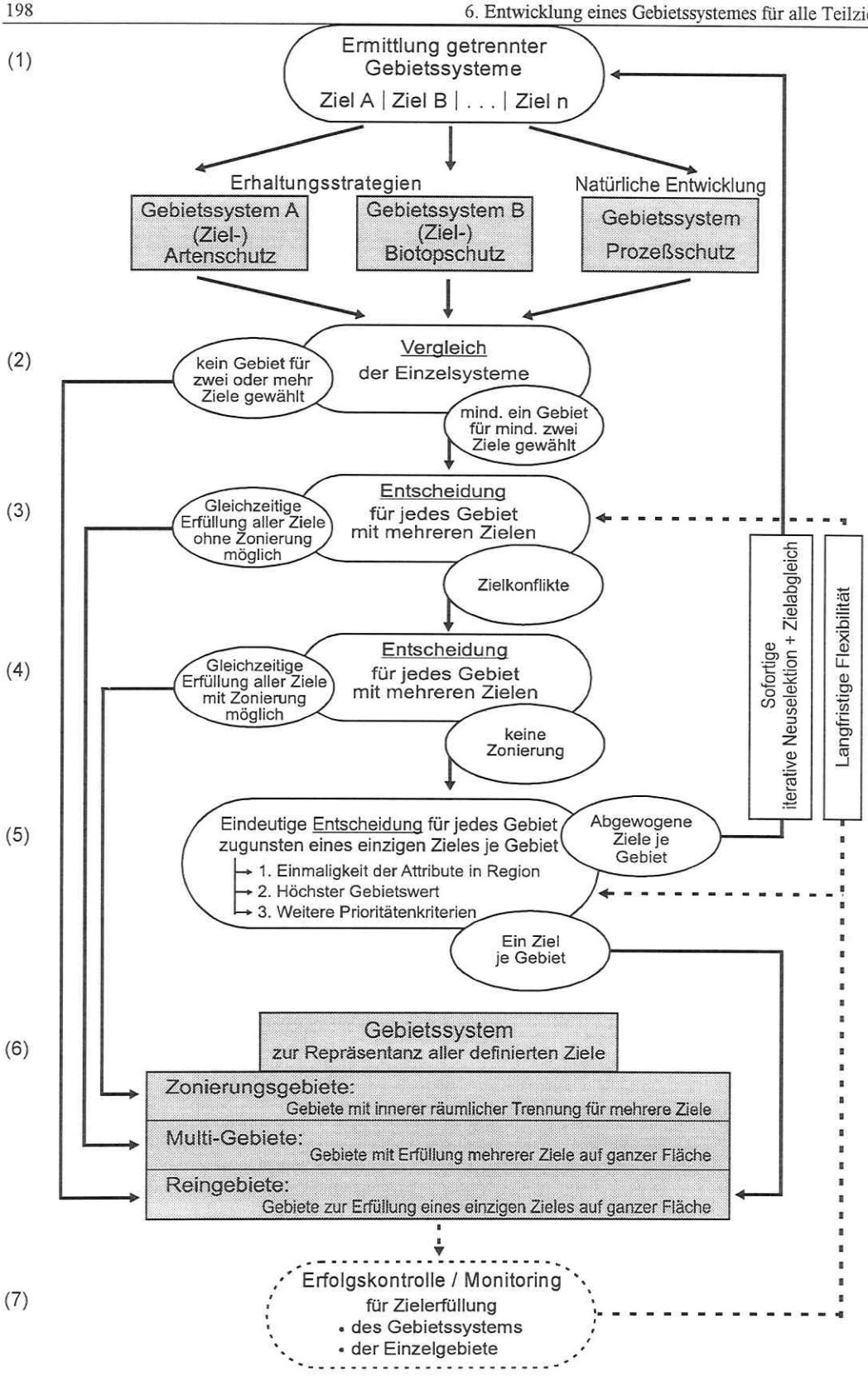


Abbildung 37: Zusammenführung von Gebietssystemen einzelner Teilziele zu einem Gesamt-Gebietssystem.

Gestrichelte Kreise und Linien weisen eine spätere Zeitebene aus.

Für den Fall, daß mindestens ein Gebiet für mindestens zwei Teilziele gleichzeitig als „unersetzbar" gewählt wird, werden die weiteren Entscheidungsregeln abgeleitet. Grundsätzlich müssen dabei diejenigen Gebietssysteme in den folgenden Abgleich eingebracht werden, die bei fachlicher Gleichwertigkeit zu ihren Alternativen (für gleiches Teilziel mit anderen Algorithmen selektiertes Gebietssystem) die wenigsten Überlappungen mit Gebietssystemen zu anderen Teilzielen aufweisen.

(3) Entscheidung: Gleichzeitige Erfüllung mehrerer Ziele auf gleicher Fläche möglich?
Unter bestimmten Voraussetzungen ist es möglich, daß innerhalb eines Gebietes zwei oder mehr Ziele ohne Konflikte und ohne Zonierung gleichzeitig und langfristig erfüllt werden können. Bei eindeutig positivem Befund können diese Gebiete als „Multi(funktionale) Gebiete" im Gesamtsystem verbleiben. Die Erfüllung der Ziele muß jedoch nach Jahren geprüft werden, bei Unsicherheiten oder negativem Befund muß ein Zielabgleich erfolgen (vgl. Arbeitsschritte 4 und 5).

Gemeinsame Zielerfüllung innerhalb eines Gebietes ist besonders häufig, aber nicht immer bei „Erhaltungszielen" (z.B. Arten- und Biotopschutz) möglich: So sind einige Zielarten auf Habitatqualitäten angewiesen, die kausal mit bestimmten Zielbiotoptypen korreliert sind (z.B. Zielart „Raubwürger" im Zielbiotopkomplex „trockene baum- und gebüschreiche Gras- und Staudenfluren").
Hier ist als Entscheidungsgrundlage meist die **Einbeziehung von Habitatmodellen** sinnvoll: Anhand der einfach räumlich erfaßbaren Parameter und deren voraussichtlichen Weiterentwicklung wird die Eignung für eine Zielart im Gebiet gegenüber anderen Zielen gewichtet.

Nur unter bestimmten Voraussetzungen ist die gemeinsame Gewährleistung von Erhaltungszielen und Prozeßschutz möglich. Dieses sind zum Beispiel Gebiete mit großen Schüttrippenkomplexen, die für „Prozeßschutz", „Erhaltung dieser Komplexbiotope" (Biotoperhaltung) und für die „Zielarten Amphibien" gleichermaßen selektiert wurden. Hier ist die gleichzeitige und langfristige Sicherung aller dieser Ziele möglich: Durch Rutschungen und Wasserstau wird in der prozeßbezogenen natürlichen Entwicklung langfristig die Entstehung und Erhaltung des genannten Biotoptypes sowie die Erhaltung der Habitate und Artvorkommen gewährleistet.

(4) Entscheidung: Zonierung des Gebietes sinnvoll möglich?
Sind Ziele nicht auf gleicher Fläche eines Gebietes erfüllbar, muß geprüft werden, ob diese Ziele ohne gegenseitige Beeinträchtigung in räumlich getrennten Bereichen desselben Gebietes (Zonierung) verfolgt werden können.
Auch hier ist als Entscheidungsgrundlage oft die **Einbeziehung von Habitatmodellen** sinnvoll, sofern das Teilziel Tierartenschutz relevant ist: Anhand der einfach räumlich erfaßbaren Parameter und deren voraussichtlichen Weiterentwicklung, sowie insbesondere aufgrund des Raumanspruches einer Zielart an ihr Habitat, wird die Eignung einer Zonierungslösung im Gebiet entschieden.

Aufgrund des generell hohen Flächenbedarfes im Naturschutz ist eine Zonierung nur bei großen Gebieten sinnvoll möglich (>> 200 ha), aber grundsätzlich umstritten (z.B. RINGLER 1995). Viele Kompromißzonierungen haben nach HAARMANN & PRETSCHER (1993) zu erheblichen Schutzzielbeeinträchtigungen in Naturschutzgebieten geführt. Somit ist besonders bei Zonierungen eine Erfolgskontrolle erforderlich. Bei möglichen Beeinträchtigungen eines Schutzzieles ist die Zonierung aufzulösen und ein eindeutiger Zielabgleich durchzuführen (Arbeitsschritt 5).

(5) Eindeutige Zielentscheidung:
In den verbleibenden Gebieten, die für mehrere Ziele gleichzeitig gewählt wurden und für die keine Integrationsmöglichkeit mehrerer Teilziele besteht (Entscheidungsschritte 3 und 4), muß eine eindeutige Entscheidung zugunsten eines Zieles und Ausschluß der anderen Ziele erfolgen.
Dieser Zielabgleich ist angesichts der natürlichen Singularität jeder Fläche eine schwierige und oft umstrittene normative Entscheidung. Zur Verminderung der Subjektivität im Prozeß der Zielentscheidung

lassen sich aus den bei Auswahlverfahren ermittelten Prioritatenstufungen fachliche Entscheidungshilfen ableiten (Prioritätenstufung: Kapitel 4.5, Entscheidungshilfe in Tabelle 43):

1. Nach Algorithmenauswahl für definierte Repräsentanzziele **unersetzbare Gebiete (einmalige** bzw. **unterrepräsentierte Attribute)** müssen dem Gebietssystem des jeweiligen Teilzieles zugeordnet werden. Ist das betreffende Gebiet für mehrere Teilziele unersetzbar, ist die Selektionsposition (ggf. Anzahl des betreffenden Attributes im Testspektrum der Gebiete) in den verschiedenen Algorithmen ausschlaggebend. Kann hiermit nicht zwischen konkurrierenden Zielen entschieden werden, muß nach Elementen der Einzelgebietsbewertung differenziert werden:
2. Nach Einzelgebietsbewertung wird ein für mehrere Teilziele unersetzbares Gebiet dem Teilziel zugeordnet, dessen „**wertbestimmende Kriterien**" in **höchstwertigster Ausprägung** vorhanden sind. Bei Gleich- oder Ähnlichbewertungen muß schließlich der letzte Entscheidungspunkt herangezogen werden:
3. Die **Auswahlfrequenz** in teilzielbezogenen Algorithmen mit verschiedenen sinnvollen Regelkombinationen und die **Selektionspositionen in den Algorithmen** geben letzte Entscheidungshilfen für die eindeutige Zuordnung des Gebietes.
4. Erst bei vollständiger Wertgleichheit kann eine „ad hoc"-Entscheidung stattfinden.

Bei vielen und besonders bei knappen Entscheidungen ist ein oft deutlicher Qualitätsverlust für ein Teilziel die Folge. Dieses ist nicht zu verhindern, wenn viele Teilziele verfolgt werden sollen und nur wenige jeweils wichtige Gebiete zur Auswahl stehen. Mit den hier begründeten Entscheidungshilfen können jedoch viele sonst zwangsläufige Qualitätsverluste und Subjektivitäten vermindert und die aktuell bestmögliche Lösung der Zusammenführung aller Teilziele angeboten werden.

In jedem Fall müssen die Gebietssysteme, denen Gebiete für andere Teilziele entzogen werden, unter Ausschluß der jeweiligen Gebiete zum Erreichen des definierten Repräsentanzzieles und weiterer Zielerfüllungen (höchstwertigste Gebiete!) neu berechnet werden. Dieser iterative Prozess verdeutlicht die kurzfristige Flexibilität der Gebietssysteme. Anschließend erfolgt erneut der beschriebene Zielabgleich zwischen den Gebietssystemen unterschiedlicher Teilziele, bis für jedes Naturschutzziel die geforderte Mindestzahl an Attributen im Gesamtsystem erreicht ist.

(6) Ergebnis: Gebietssystem zur Repräsentanz aller definierten Teilziele:
Dieses stellt bis hier ein Mindestsystem dar und ist möglichst durch Hinzunahme weiterer Gebiete zu ergänzen. Diese additive Ergänzung soll unter anderem mit für den Naturschutz soziologisch bedeutenden Gebieten erfolgen (Kapitel 2.5, Rangfolgen: Kapitel 4.4.5) und die Akzeptanz zur Sicherung der Gebiete für Naturschutz erhöhen.
Das Gebietssystem besteht nach dem Zielabgleich in der Regel aus „Gebieten mit Multifunktionen auf gesamter Fläche", „Zonierungsgebieten" und Gebieten, die ausschließlich zur Erfüllung eines einzigen Zieles dienen („Reingebiete").

(7) Erfolgskontrolle:
Für das gesamte Gebietssystem und die Einzelgebiete muß eine Betreuung im Sinne eines Monitorings und in mehrjährigen Abständen eine Erfolgskontrolle hinsichtlich der Zielerfüllung durchgeführt werden. Neu auftretenden Zielkonflikte oder zielabträgliche Entwicklungen in den Gebieten sollen damit erkannt werden. Für das betroffene Teilziel soll dann der Auswahl-, Entscheidungs- und Abgleichprozeß erneut durchgeführt werden. Damit wird die **langfristige zeitliche Flexibilität** von Gebietsnetzen unter Wahrung von Nachvollziehbarkeit und Zielrepräsentanz gewährleistet, die zunehmend fachlich gefordert wird (z.B. HAARMANN & PRETSCHER 1993, ERZ 1994, MARGULES ET AL. 1994a), aber bisher nicht konzeptionell konkretisiert wurde. Mit den entwickelten Methoden, die in Computerprogramme überführt werden können, ist dieses nachvollziehbar möglich.

Tabelle 43: Fachliche Entscheidungsmatrix bei Zielkonflikten in einem Gebiet zur eindeutigen Bestimmung eines prioritären Zieles im Ableichschritt (5).

Erläuterungen im Text

			Beispielentscheidung:	
	Blickwinkel des Abgleichs	**Entscheidung**	**pro „Prozeßschutz“**	**pro Erhaltung, z.B. „Zielartenschutz“**
1.	Regionales Gebietssystem (Algorithmen): Repräsentativität der Schutzgüter zur Zielerfüllung	1. Einmaligkeit 2. Unterrepräsentanz eines Attributes, gestuft nach aufsteigenden Repräsentanzzielen	1. Attribut (Standort) nur hier vorhanden und somit in der Region unersetzbar. 2. Standorte des Gebietes in der Region seltener als die hier vorkommenden Zielarten.	1. Attribut (Zielart, Habitat) nur hier vorhanden. 2. Zielart oder Habitat in der Region seltener als die hier vorkommenden Standorte für Prozeßschutz.
		Bei Gleichheit oder nur knapper Entscheidung gehe zu 2.		
2.	Einzelgebietsbewertung: Für die jeweilige Teilstrategie besonders wertvolle Gebiete sind zu sichern.	Mindestens eines (oder alle) wertbestimmende Kriterien hoch ausgeprägt	Gebiet mit hoher • Größe • Morphodynamik • Standortsvielfalt --- besiedlungsfeindliche Substrate für verzögerte Sukzession vorhanden (= möglicher zeitweiser Nutzen des Gebietes für Erhaltungsstrategien).	• Zielgröße (z.B. Zielartpopulation, Habitatqualität) hoch entwickelt oder gut entwickelbar.
		Bei Gleichheit oder nur knapper Entscheidung gehe zu 3.		
3.	Verbleibende Prioritätendifferenzierung:	Höhere Auswahlfrequenz bei unterschiedlichen Algorithmen oder höhere Rangsumme bei unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien.		

7 Anwendungsbeispiel

Ein Vorranggebietssystem für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig

7.1 Normativer Rahmen

Speziell in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig ist angesichts fortschreitender Sanierung, Rekultivierung und anderweitiger Nutzungsansprüche eine Prioritätensetzung erforderlich, welche Gebiete aus dem Potential von 127 naturschutzbedeutsamen Flächen (Kapitel 1.6.5) zuerst zur Gewährleistung von Naturschutzzielen zu sichern sind. Zur Lösung dieser Aufgabenstellung und zur Ermittlung eines Gebietssystemes für den Naturschutz bietet sich der Einsatz der in dieser Arbeit weiter entwickelten Methoden an.

Vier normative Rahmenbedingungen für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig werden durch naturschutzfachliche Ableitungen, politische Vorgaben und die Datenlage bestimmt:

(1) **Drei Teilziele** müssen im Vorranggebietssystem verfolgt werden, die bereits regional konkretisiert wurden (Kapitel 2): (1) Zoologischer Artenschutz („Zielartenschutz") und (2) Biotopschutz, sowie (3) Prozeßschutz zur Gewährleistung einer natürlichen Entwicklung auf unsanierten Flächen. Für jedes der Teilziele wird zunächst ein ideales Mindestgebietssystem selektiert, bevor im anschließenden Abgleich ein Gesamt-Mindestgebietssystem für alle Ziele erarbeitet wird.

(2) Es besteht eine politische Forderung von **Mindestflächen**: Gemäß Vorgaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Dresden (LFUG 1997, unveröffentlicht) sollen mindestens 4000 ha aus den naturschutzbedeutsamen ca. 7500 ha Fläche der 127 Gebiete schnellstmöglich gesichert werden (= ca. 20 % der Bergbaufolgelandschaft). Diese Mindestgrößenordnung wird durch andere Abschätzungen für anzustrebende landesweite Biotopverbundsysteme gestützt, für die Bergbaufolgelandschaften aufgrund ihrer besonderer Flächenverfügbarkeit hohe Beiträge liefern sollen (vgl. z.B. HORLITZ 1994, FIB 1996, KATZUR 1997, KOECK 1998a). Idealerweise sollen die Naturschutzflächen zukünftig noch größere Flächen umfassen, doch sind 4000 ha eine aktuell konsensfähige Größenordnung für erste Prioritätensetzungen (mdl. Mitteilung A. BERKNER, REGIONALE PLANUNGSSTELLE LEIPZIG, 1997). Davon soll mindestens die Hälfte (= mindestens ca. 2000 ha) für Prozeßschutz reserviert werden, nachdem diese Strategie gerade in Bergbaufolgelandschaften besonders wichtig ist und hier sehr gut umgesetzt werden kann (Kapitel 2).
Ausgehend von diesen Rahmenbedingungen muß mit den entwickelten Methoden geprüft werden, welche Repräsentanzziele erfüllt werden können. Gleichzeitig sollen mit den Repräsentanzzielen diese Flächenanforderungen überprüft und ggf. Erweiterungen begründet werden.

(3) Eine gleichmäßige **Datengrundlage** liegt nur für die 26 Gebiete des Testspektrums vor. Strenggenommen darf nach Aufzeigen des Einflusses einer heterogener Datenlage (Kapitel 5) eine objektivierte Gebietsauswahl nur aus dieser Grundmenge erfolgen. Hier sollen jedoch alle 127 Gebiete einbezogen werden. Um die gut untersuchten 26 Gebiete herum, aus denen als Abbild der Datenlage Vorranggebiete sicher selektiert werden können, werden demnach weitere Gebiete nach der aktuellen Kenntnis soweit als derzeit möglich auf ihre Selektion geprüft und einbezogen. Damit wird einerseits der dringende Bedarf für künftige systematische Datenerhebungen in allen Gebieten belegt. Andererseits wird der aktuelle Stand der Gebietsauswahl dargelegt, der nach Kenntniserweiterungen mit den entwickelten Methoden überprüft und iterativ verbessert werden soll.

(4) Es werden die **unterschiedlichen Zeithorizonte** gleichermaßen in die Gebietsauswahl einbezogen:
(a) Aktuell bestehende und bleibende Gebiete, für die eine gute Datengrundlage vorliegt oder in jedem Fall bald erhoben werden kann.
(b) Zukünftig nach Sanierungsplanungen neu entstehende Gebiete (nächste 20 Jahre), für die, da naturgemäß keine Daten zu Attributen als Auswahlgrundlage vorliegen können, nur wenige Grundgrößen abgeschätzt werden. Deren Berücksichtigung ist jedoch wichtig, weil diese Zukunftspotentiale zur Zielerfüllung einbezogen und ggf. möglichst frühzeitig für Naturschutz gesichert werden sollen.
(c) Derzeit nur vorübergehend und maximal noch 20 Jahre existierende Gebiete werden aufgrund ihrer augenblicklichen Relevanz einbezogen. Bei nachlassender Bedeutung muß im Laufe der Zeit mit den dargelegten flexiblen Methoden das Gebietssystem ohne diese Gebiete modifiziert werden.

7.2 Gebietssysteme für Teilziele

7.2.1 Teilziel Zielartenschutz

Normative Festlegungen zur Repräsentanz der Attribute im Teilziel Zielartenschutz gehen von einem zu erfüllenden, mindestens fünfmaligen Vorkommen jeder Zielart (direkte Bewertung) bzw. jedes Habitates (indirekter Bewertung) aus (ausführliche Begründung in DURKA ET AL. 1997a): Damit soll eine hohe regionale Überlebenswahrscheinlichkeit erreicht werden.
Zur effizienten Erfüllung der Repräsentanzkriterien dienen Algorithmen (Tabelle 44), die verschiedene Wertmaßstäbe bzw. Variationen abbilden und als gleichwertig angesehen werden. Von allen Algorithmen selektierte Gebiete gelten als unersetzbar. Um diese unersetzbaren Gebiete herum wird nach den unterschiedlichen Lösungen der Algorithmen eine der verschiedenen möglichen Gebietskonfigurationen angeordnet. Dabei soll diejenige Konfiguration bevorzugt werden, die im gegenseitigen Vergleich aller Algorithmen die am häufigsten selektierten Gebiete enthält. Da unterschiedliche Algorithmen verschiedene Wertmaßstäbe wiederspiegeln, ist so ein zuverlässiges Abbild der untereinander gleichwertigen Wertmaßstäbe am ehesten gegeben.
Die jeweils ranghöchsten Gebiete aller wertbestimmenden Kriterien für Zielartenschutz (Tabelle 35, Kapitel 4), sowie die Gebiete mit bekannten Optimalhabitaten und weiteren Qualitätsstufen (Variabilität der Ausprägungen) sollen als zusätzlich „unersetzbare Gebiete" einbezogen werden.

Tabelle 44: Algorithmen für Zielartenschutz und Biotopschutz im Anwendungsbeispiel.

	Regelposition 1	**2**	**3**	**4**
Algorithmus 1	R4 Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 2	R9 Maximale Ausdehnung	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 3	R9 Maximale Ausdehnung	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 4	R2 Einmaligkeit	R1 Maximale Seltenheit (Frequenz)	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 5	R6 Maximale Seltenheit (Fläche)	R2 Einmaligkeit	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 6	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 8 Analog Tabelle 30	R2 Einmaligkeit	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)

Die dem Auswahlverfahren zugrundeliegenden Vorkommensmatrizen der Attribute und Selektionsergebnisse der Algorithmen sind im Gebietsanhang aufgeführt, Tabelle 45 gibt die Ergebnisse der Algorithmen und Wahlmöglichkeiten wieder. Die Selektionsergebnisse für ein optimales Mindestgebietssystem zum Teilziel Zielartenschutz sind in Karte 4 (Kartenteil) dargelegt.

Tabelle 45: Optimales und flexibles Mindestgebietssystem für Zielartenschutz im Südraum Leipzig.

Ausgangspunkt: Direkte Bewertung					
Algorithmen: Sicherung der Mindestrepräsentanz, Effizienz und Flexibilität	**Unersetzbar** (von allen Algorithmen selektiert)	G9-Kulkwitzer Lachen			
		G16-Restloch Werben			
		G18-AFB-Kippe Profen Nord			
		G 20- Feldesgrenze Peres			
		G 22- Restloch 13-Komplex			
		G38-Halde Trages			
		G41-Bockwitz			
		G51-Thränaer Lachen			
		G 123-Restloch Domsen			
		G125-Witznitz-Nordkante			
	plus eine der folgenden Flexibilitäten (von links nach Rechts absteigende Priorität)	**Möglichkeit 1 (Algorithmus 2+3)**	**Möglichkeit 2 (Algorithmus 4+8)**	**Möglichkeit 3 (Algorithmus 1)**	**Möglichkeit 4 (Algorithmus 5)**
				G11-Espenhain-Nord	G11-Espenain-Nord
				G12-Espenhain-Südost	G12-Espenhain-Südost
		G 13-Stöhnaer Becken		G 13-Stöhnaer Becken	
		G 15-Werben-Sittel		G 15-Werben-Sittel	
		G17-Quartzitkippe Profen	G17-Quartzitkippe Profen		G17-Quartzitkippe Profen
				G23-Kippenwald Böhlen	
			G 32- Lobstädter Lachen	G 32- Lobstädter Lachen	G 32- Lobstädter Lachen
					G33-Restloch Großzössen
					G35-Feldlache Wilhemsschacht
					G37-Kahnsdorf
				G60-Bahndamm Böhlen	
				G79-Göselaue	
		G80-Grabentasche Pegau			
				G81-Feuchtbiotop Profen	G81-Feuchtbiotop Profen
		G120-Zechau	G120-Zechau		G120-Zechau
					G121-Tonhalde Haselbach
		G 122- Revierpark Profen	G 122- Revierpark Profen	G 122- Revierpark Profen	
				G126-Pirkau	
Einzelgebiets-Bewertung: Addition bislang unberücksichtigter, aber höchstwertiger Gebiete, in jedem Fall im Mindestsystem zu vertreten	hohe Artenzahl			G120-Zechau	
	Höchste Habitat-eignung für Laubfrosch		G 13-Stöhnaer Becken		G 13-Stöhnaer Becken
	Höchste Population der Knoblauchkröte	G 32- Lobstädter Lachen			
	Höchste Habitat-Eignung *Sphingonotus caerulans*			G17-Quartzitkippe Profen-Nord	
Indirekte Bewertung	Addition aufgrund besonderer Habitateignung für Offenlandarten				G 122- Revierpark Profen

Danach sind zehn unersetzbare Gebiete in Kombinationen mit je nach Wahl vier bis elf weiteren Gebieten für eine fünfmalige Mindestrepräsentanz aller Zielarten erforderlich. Jeweils ein weiteres Gebiet soll nach Rangfolgenauswertung und Einbeziehung der indirekten Bewertung den Wahlmöglichkeiten beigeordnet werden. Damit werden mindestens zwischen 1440 ha und 1700 ha in 15-24 Gebieten für Zielartenschutz notwendig (ca. 5 % der regionalen Bergbaufolgelandschaft und 20-23 % aller ermittelten naturschutzbedeutsamen Flächen).

Während einige Zielarten wie der Tagfalter *Hipparchia hermione*, die Uferschwalbe und die Rohrdommel aufgrund ihrer seltenen Vorkommen unterrepräsentiert sind, sind die Vogelarten Grauammer, Braunkehlchen und Raubwürger genau fünfmal vertreten. Nimmt man die nach indirekter Bewertung prinzipiell geeigneten Habitate aller Zielarten hinzu, so sind auch die Habitate jeder unterrepräsentierten Zielart mindestens fünfmal vertreten. Bei fünfmaliger Mindestrepräsentanz aller Arten werden durch die selektierte Gebietskonfiguration einige häufige Zielarten auch überrepräsentiert, z.B. Schafstelze und Knoblauchkröte in mindestens neun Gebieten, der Neuntöter in mindestens zwölf Gebieten und die Wechselkröte in mindestens 13 Gebieten.
In den selektierten Mindestkonfigurationen sind für alle Zielarten die zur Zeit bekannten höchstwertigsten Habitate und Gebiete mit größten Populationen enthalten, ebenso grundsätzlich unterscheidbare Qualitätsstufen oberhalb der Mindesteignung (Variabilität der Habitatausprägung).

Die Erhaltungs- und Pflegemaßnahmen für die einzelnen Gebiete richtet sich nach den jeweils dort vorkommenden Zielarten und Habitaten, die alle zu sichern und zu fördern sind. Kommt es in der Praxis zu Ziel- und Maßnahmenkonflikten zwischen Zielarten, so ist detailliert nachzuprüfen, für welche Art das jeweilige Gebiet bezogen auf die Gesamtregion unersetzbar ist oder besonders hochwertig (z.B. regionales Optimalhabitat, größte Population). Bei Verlust einer Zielart im Gebiet oder einer nennenswerten anhaltenden Habitatverschlechterung muß die Gebietsauswahl und damit das gesamte System geprüft, neu berechnet und danach ggf. modifiziert werden.

7.2.2 Teilziel Biotopschutz

Nach **normativen Festlegungen** zum Teilziel Biotopschutz soll jeder Zielbiotop mindestens einmal in der Region erhalten werden. Mehrfache Repräsentanz ist zwar grundsätzlich wünschenswert, läßt sich als Mindestanspruch aber nicht argumentativ absichern: Nur für Organismen kann nach der Metapopulationstheorie gerechtfertigt werden, daß mehrere geeignete Habitate bzw. Populationen gleichzeitig erhalten werden müssen. Biotope enthalten zwar auch Organismen, werden jedoch vorwiegend strukturell definiert. Für strukturell und integrativ geprägte Schutzgüter soll als Mindestanspruch eine einfache Repräsentanz in der Region zunächst ausreichen.
Zur effizienten Erfüllung der Repräsentanzkriterien sind die Algorithmen der Tabelle 46 gleichermaßen sinnvoll. Wie auch bei Zielartenschutz sollen die von allen Algorithmen selektierten Gebiete als unersetzbar gelten. Diese Gebiete werden durch diejenige Gebietskonfiguration eines Algorithmus ergänzt, welche die im Vergleich aller Algorithmen am häufigsten selektierten Gebiete enthält. Weiterhin sollen, sofern nicht schon im Gebietssystem enthalten, die nach Einzelgebietsbewertung ranghöchsten Gebiete aller wertbestimmenden Kriterien sowie die Gebiete der Zielbiotope mit der regional größten Flache („Kriterium maximale Ausdehnung") einbezogen werden.
Diese normative Festlegung, daß Gebiete mit Zielbiotopen in ihrer größten Ausdehnung dem Vorranggebietssystem beizuordnen sind, fördert nicht nur die Biotoperhaltung, sondern ermöglicht bei nutzbaren Biotopen (z.B. Beweidungsmanagement, EICHLER & HERZOG 1997) auch eine sinnvolle Nutzung.

Tabelle 46 gibt die Ergebnisse der Algorithmen und Wahlmöglichkeiten wieder (ausführlicher: Anhang Auswahlmatrizen). Die Selektionsergebnisse für ein optimales Mindestgebietssystem zum Teilziel Biotopschutz sind in Karte 5 (Kartenteil) dargelegt.

Tabelle 46: Optimales und flexibles Mindestgebietssystem für Biotopschutz im Südraum Leipzig.

Auswahlschritte	Gebietsauswahl			
Gesetzte Gebiete nach Einzelgebietsbewertung	G38-Trages			
	G41-Bockwitz			
	G123-Domsen			
Flexibilitäten gemäß Algorithmen	**Möglichkeit 1 (Algorithmus 1)**	**Möglichkeit 2 (Algorithmen 2+3+6)**	**Möglichkeit 3 (Algorithmen 4+7)**	**Möglichkeit 4 (Algorithmus 5)**
	G9-Kulkwitzer Lachen		G9-Kulkwitzer Lachen	
	G17-Quarzitkippe Profen Nord		G17-Quarzitkippe Profen Nord	G17-Quarzitkippe Profen Nord
	G18-AFB-Kippe Profen Nord	G18-AFB-Kippe Profen Nord		
	G29-Park Neukieritzsch			
				G32-Lobstädter Lachen
		G34-Feuchtbiotop Borna-SW	G34-Feuchtbiotop Borna-SW	
		G36-Bruchwald Borna		
		G37-Kahnsdorf		
	G40-ehemal. Ortslage Bockwitz			
	G52-Erosionsrinne Borna	G52-Erosionsrinne Borna		
	G120-Zechau			
Additive Ergänzung gemäß Einzelgebiets-Bewertung: Größte Ausdehnung (Fläche) jedes Zielbiotopes	Prüfung und Ergänzung jeder Gebietskombination mit einem der drei ranghöchsten Gebiete je Biotoptyp, so sind in jedem Fall zusätzlich als „unersetzbar" hinzuzunehmen: G13 – Stöhnaer Becken oder wahlweise G33-Restloch Großzössen, G31-Spülkippe Deutzen oder wahlweise G33-Restloch Großzössen, G36-Bruchwald Borna oder nachrangiger G9-Kulkwitzer Lachen G16-Restloch Werben oder wahlweise G37-Kahnsdorf G18-AFB-Kippe Profen Nord oder wahlweise G124-Quartzitkippe.			

Da alle Zielbiotope mindestens dreimal in der Region vorhanden sind, gibt es aufgrund der Algorithmen für die einfache Repräsentanz keine unersetzbaren Gebiete und somit eine hohe Flexibilität in der Gebietsauswahl. Unersetzbar werden in der Karte 5 einzig dienjenigen Gebiete dargestellt, die höchste Einzelwerte nach Rangfolgen aufweisen und dann gemäß normativen Festlegungen (Tabelle 46, unterste Zeile) als „unersetzbar" tituliert werden.

Von fast allen Algorithmen (Ausnahme Algorithmus 1) wird das große und vielfältige Gebiet G41 - Bockwitz, das allein fast alle Zielbiotope in wenigstens kleiner Ausprägung enthält, selektiert. Zusätzlich werden weitere, nach verschiedenen wertbestimmenden Kriterien für Biotopschutz und der Flächenausdehnung höchstwertige Gebiete ausgewählt (Tabelle 37: z.B. G38 - Trages und G123 - Domsen). Weitere Alternativen zur Ergänzung des vorselektierten Gebietssystems sind fünf Gebiete, welche die flächenmäßig größten Ausdehnungen weiterer Zielbiotope enthalten.

Das beschriebene Gebietssystem mit der einfachen Mindestrepräsentanz der Zielbiotope umfaßt unter Anwendung verschiedener Algorithmen mindestens zwischen ca. 800 ha und 950 ha in vier bis sechs Gebieten (= ca. 3 % der regionalen Bergbaufolgelandschaft und 10-13 % aller ermittelten naturschutzbedeutsamen Flächen). Bei Hinzunahme der Gebiete mit höchster Ausdehnung von Zielbiotopen treten zwischen 50-300 ha in weiteren drei bis acht Gebieten hinzu. Hiermit erhöht sich der Flächenbedarf des Zielbiotopschutzsystems auf ca. 5 % der Bergbaufolgelandschaft und erreicht die gleiche Größenordnung wie das Mindestsystem für Zielartenschutz.

Die Erhaltungs-, Nutzungs- und Pflegeprioritäten innerhalb der einzelnen Gebiete richten sich nach den jeweils dort existierenden Zielbiotopen. Kommt es in der Praxis zu Ziel- und Maßnahmenkonflikten, ist wiederum nachzuprüfen (Vorgehen vgl. Kapitel 6; Tabelle 45), welchem Zielbiotop im speziellen Fall Vorrang gewährt werden muß.

7.2.3 Teilziel Prozeßschutz

Für Prozeßschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig werden **normative Festlegungen** getroffen, die zu folgendem speziellen Auswahlvorgehen führen (Tabelle 47):

1. Gebiete mit aktueller landwirtschaftlicher Nutzung, rekultivierte Gebiete und Gebiete mit festgeschriebenen Nutzungen (z.B. G13 - Stöhnaer Becken: Offenhaltung zum Hochwasserschutz) werden **ausgeschlossen,** ebenso im regionalen Vergleich sehr kleine Gebiete (< 30 ha). Ausgeschlossen werden auch zur Zeit noch große Gebiete, die aber infolge von Flutung zukünftig weniger als 30 ha Fläche aufweisen werden. In diesen 'kleinen' Gebieten ist Prozeßschutz definitionsgemäß nicht sinnvoll.

2. Die für Prozeßschutz wichtigsten Gebiete werden vorab im Sinne einer Einzelgebietsbewertung ausgewählt, hierzu sind folgende wertbestimmende Kriterien relevant:
   - Mit den **drei größten Gebieten** aus dem Potential der 127 naturschutzbedeutsamen Gebieten sollen die wichtigsten Raumpotentiale gesichert werden; mit zunehmender Gebietsgröße unterliegen natürliche Prozesse weniger Einflüssen von Außen.
   - **Alle Gebiete mit der höchsten Morphodynamik** (Index siehe Methodenanhang) werden dem Gebietssystem zugeordnet. Hohe Morphodynamik ist die besondere Eigenart der Bergbaufolgelandschaft; durch die resultierende raum-zeitliche Heterogenität der Standorte werden Mitnahmewirkungen für eine hohe Biodiversität geschaffen.
   - Zusätzlich soll das Gebiet mit den **meisten Attributen** (hier: Standortausprägungen) gesichert werden. Die unterschiedlichen Standorte im gleichen Raum ermöglichen eine hohe Vielfalt und eine bergbaufolgetypische Durchdringung verschiedener natürlicher (Klein-) Prozesse.

3. Zu dieser normativen Auswahl unersetzbarer Gebiete sollen nun mit **Algorithmen zur einmaligen Standortrepräsentanz** weitere Gebiete selektiert werden (Tabelle 48: grundsätzlich sinnvolle Algorithmen für Prozeßschutz). Für Prozeßschutz wird hier jedoch ein naturschutzfachlicher Idealalgorithmus abgeleitet, der alleine zu verwenden ist. Die verbleibenden Algorithmen sollen nur im Falle benötigter Flexibilität z.B. bei späterem Zielabgleich und als Hilfe für Prioritätenstufungen und Vergleiche herangezogen werden. In diesem **Idealalgorithmus** wird zunächst zu jedem Attribut das Gebiet mit der größten Ausdehnung dieser Standortausprägung selektiert. Hierdurch werden die typischen Prozesse gesichert. Zur Differenzierung wird dann das Gebiet gewählt, welches die höchste Zahl verschiedener Standortausprägungen enthält. Die abschließende Differenzierungsregel selektiert solche Gebiete, die den größten Abstand zu schon ausgewählten Gebieten aufweisen. So ist das Ergebnis der Selektion ein über die Region verstreutes Referenzgebietsnetz aus ausreichend großen Gebieten zum Prozeßschutz.

4. Zum Erreichen der politisch und naturschutzfachlich erwünschten Mindestfläche an Prozeßschutzgebieten wird das Gebietssystem durch wiederholtes Durchlaufen der genannten Auswahlschritte **auf mindestens 2000 ha** ausgeweitet (Auswahlrang 2).

Tabelle 47: Vorgehen zur Auswahl von Prozeßschutzgebieten im Anwendungsbeispiel.

	Auswahlschritt	Begründung
1	Ausschluß • Gebiete mit aktueller landwirtschaftlicher Nutzung, • zu kleine Gebiete (< 30 ha), • Restlöcher, die durch Flutung verloren gehen (d.h. die langfristig < 30 ha Ufer- und Landfläche besitzen).	Prozeßschutz per Definition nicht möglich (Pragmatische Vorab-Festlegung).
2	Wahle die drei größten Gebiete, wähle alle Gebiete mit hoher Morphodynamik, wähle das Gebiet mit den meisten Atributen.	Normative sinnvolle Festlegung: Elemente der Einzelflächenbewertung zur Sicherung der wichtigsten Gebiete.
3	Auswahlalgorithmus unter Einschluß der bislang ausgewählten Gebiete: a.) R9 (Maximale Ausdehnung): Wähle das Gebiet mit der größten Fläche einer noch nicht repräsentierten Standortausprägung, b.) R12 (Vielfalt): Wenn es dabei eine Wahl gibt, wähle das Gebiet mit den meisten verschiedenen Standortausprägungen, c.) R19 (Größe): Wenn es dabei eine Wahl gibt, wähle das größte der Gebiete, d.) Wenn es zuletzt noch Unsicherheiten gibt, wähle das Gebiet mit dem größen Abstand zu schon selektierten Gebieten. = fachliches Mindestflächensystem, Auswahlrang 1	Algorithmus zur Sicherung von - mindestens einmaliger Repräsentanz jeder Standortausprägung, - Effizienz des Gebietssystemes, - Flexibilität
4	Wiederhole Schritte 2-3 bis zur erforderlichen Mindestfläche von 2000 ha. = fachliches und politisches Mindestflächensystem, Auswahlrang 2	Festlegung einer bestimmten Mindestfläche für Prozeßschutz.

Tabelle 48: Sinnvolle Algorithmen für Prozeßschutz im Südraum Leipzig.

	Regelposition 1	2	3	4
Algorithmus 1	R4 Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 2	R9 Maximale Ausdehnung	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	
Algorithmus 3	R9 Maximale Ausdehnung	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 4	R2 Einmaligkeit	R1 Maximale Seltenheit (Frequenz)	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 5	R6 Maximale Seltenheit (Fläche)	R2 Einmaligkeit	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 6	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R25 Nächstes in der Rangfolge	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 7	R8 Gebietssumme Seltenheit (Fläche)	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R13 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	R20 Zufall
Algorithmus 8	R2 Einmaligkeit	R5 Gebietssumme Seltenheit (Frequenz)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)
Algorithmus 9	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R18 Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	
Algorithmus 10	R15 Vielfalt unterrepräsentierter Attribute (Fläche)	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R23 Größter Abstand (BFL)	
Algorithmus 11	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R23 Größter Abstand (BFL)	
Algorithmus 12	R2 Einmaligkeit	R3 Zweitseltenstes (Frequenz)	R19 Größtes Gebiet	
Idealfestlegung	R9 Maximale Ausdehnung	R12 Vielfalt aller Attribute (Frequenz)	R19 Größtes Gebiet	R23 Größter Abstand (BFL)

Nach den normativen Vorgaben und dem festgeschriebenen Selektionsverfahren sind zehn Gebiete mit 1851 ha (ca. 9% der Bergbaufolgelandschaft, ca. 25 % der naturschutzbedeutsamen Flächen) als rein naturschutzfachliches Mindestsystem für Prozeßschutz erforderlich (Tabelle 49). Die Überschreitung der politisch geforderten Mindestfläche von 2000 ha wird durch Hinzunahme weiterer drei Gebiete vorgenommen, so daß als fachliches und politisches Mindestsystem 13 Gebiete mit zusammen 2362 ha abgeleitet werden.
Dieses Grundgerüst soll durch weitere Flächen ergänzt werden, beispielsweise auch mit solchen Flächen, die für Erhaltungsziele verzichtbar sind und ohnehin nicht gepflegt werden können.

Mit diesem System aus 13 Prozeßschutzgebieten wird auf der politisch vorgegebenen Flächengröße die mindestens einfache Repräsentanz der Attribute erreicht. Somit ist das Mindestziel gesichert, doch zur sicheren zweifachen Repräsentanz der Standortausprägungen müßten unter Verwendung des gleichen Algorithmus sechs weitere, aber mangels verbliebener großer Gebiete relativ kleine Flächen mit einer Größe von insgesamt ca. 500 ha hinzugefügt werden.

Tabelle 49: Optimales Mindestgebietssystem für Prozeßschutz im Südraum Leipzig.

Auswahlschritt		Auswahlergebnis	ha
Einzelbewertung zur Sicherung der wichtigsten Gebiete	Drei größte Gebiete	G41-Bockwitz-Komplex	556
		G100-Peres	465
		G38-Halde Trages	311
	Alle weiteren Gebiete mit hoher Morphodynamik (die bereits selektierten Gebiete G38+G41 haben auch hohe Morphodynamik)	G22-Restloch 13-Komplex	80
		G37-Kahnsdorf	212
		G52-Ersosionsrinne Borna	30
	Gebiet mit meisten Attributen (wurde mit G38-Trages bereits selektiert)		
Idealalgorithmus aus Tabelle 49	Ergibt zusätzlich zu G15, G38, G41:	G18-AFB-Kippe Profen Nord	30
		G36-Bruchwald Borna	32
		G25-Halde Kieritzsch	105
		G124-AFB-Kippe Profen	30
= Fachliches Mindestsystem			**1851**
Wiederholung der Auswahlschritte, bis mindestens 2000 ha erreicht sind:	3 verbleibende größte Gebiete:	G120-Restloch Zechau	210
		G110-Phönix-Nordost oder G126-Pirkau	200
		G1-Cospuden-Süd	101
= Fachliches und politisches Mindestsystem			**2362**

7.3 System von Vorranggebieten für alle Teilziele

7.3.1 Übersicht

Bei der Zusammenführung zielsektoraler Gebietssysteme werden deren normativen Grundbedingungen in das Gesamtsystem übernommen. In Übereinstimmung mit den Vorgaben zum Zielabgleich (Kapitel 6.3) werden zunächst die Gebietssysteme der drei Teilziele untereinander verglichen und bei gleichwertigen Alternativkonfigurationen innerhalb eines Teilzieles das konfliktärmste System in den weiteren Abgleich eingebracht:

- Beim Teilziel „Zielartenschutz" bestehen vier verschiedene, gleichermaßen sinnvolle Konfigurationen für ein Optimalsystem (Tabelle 45), besondere Priorität wird dem „Gebietssystem 1" gegeben.
- Für Biotopschutz wurden ebenfalls vier gleichrangige Gebietskonfigurationen erarbeitet, wobei die „Möglichkeit 3" und „4" am wenigsten Konfikte mit sich bringen und daher vorrangig betrachtet werden.
- Als optimales Prozeßschutzsystem wird nur ein Lösungsvorschlag eingebracht. Bei negativem Abgleich müßten nachrangigere Gebietssysteme herangezogen werden.

Die sektoralen Gebietssysteme besitzen erhebliche Überlappungsbereiche, so daß tatsächlich Abgleiche und Entscheidungen erforderlich sind. Die Gebiete des resultierenden Gesamtsystemes (vgl. Tabelle 50, Karte 7 (Kartenteil) und die Entscheidungen, die zum Zielabgleich des Gebietssystems getroffen wurden, werden mit einer Kurzcharakteristik der Gebiete im nacholgenden Teilkapitel dargestellt.

Tabelle 50: Gesamtsystem von Vorranggebieten in der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig.

Repräsentanzziele lt. normativen Festlegungen in den zielsektoralen Systemen: Fünffache Mindestrepräsentanz aller Zielarten, einmalige Mindestrepräsentanz aller Zielbiotope und Standortausprägungen für Biotopschutz und Prozeßschutz.

	Erhaltungsziele					
Vorranggebiet	**ZA = Zielart-schutz**	**BT = Biotop-schutz**	**Priorität der Erhaltung**	**PR= Prozeß-schutz**	**Gebietslösung**	**Fläche [ha]**
G1-Cospuden-Süd				PR	Reingebiet (Zukunft)	101
G9-Kulkwitzer Lachen	ZA	BT	Amphibien, Libellen, Feuchtkomplexe		Multigebiet (bleibend)	25
G13-Stöhnaer Becken	ZA	BT	Feuchtkomplexe und Wasservögel		Multigebiet (bleibend)	236
G15-Werben-Sittel	ZA		Offenlandarten, Wechsel- und Kreuzkröte		Reingebiet (bleibend)	30
G16-Restloch Werben	ZA	BT	Feuchtkomplexe, Amphibien, Libellen		Multigebiet (temporär)	89
G17-Quartzit-kippe Profen	ZA	BT	Offenlandarten		Multigebiet (bleibend)	10
G18-AFB-Kippe Profen Nord		BT	Feuchtkomplexe	PR	Multigebiet (bleibend)	30
G20-Feldes-grenze Peres	ZA		Halboffenlandarten		Reingebiet (temporär)	38
G22-Restloch 13-Komplex				PR	Reingebiet (bleibend)	80
G23-Kippenwald Böhlen	ZA		Halboffenlandarten		Reingebiet (bleibend)	90
G25-Halde Kieritzsch				PR	Reingebiet (bleibend)	105
G26- Großstolpen	ZA		Amphibien, Offenlandarten		Reingebiet (bleibend)	35
G31-Deutzen		BT	Schilfbestände, Rohweihe, Drosselrohrsänger		Reingebiet (bleibend)	90
G32-Lobstädter Lachen	ZA		Amphibien, Libellen, Feuchtkomplexe		Reingebiet (bleibend)	15
G36-Bruchwald Borna				PR	Reingebiet (bleibend)	32
G37-Kahnsdorf				PR	Reingebiet (bleibend)	212
G38-Halde Trages	ZA	BT	auf Teilflächen: Offenland und Halboffenland	PR	Zonierung (bleibend)	311
G41-Bockwitzkomplex	ZA	BT	Vielfalt aller Zielbiotope und Zielarten	PR	Zonierung (bleibend)	556
G51-Thrönaer Lachen	ZA		Feuchtkomplexe, Libellen Amphibien, Teichrohrsänger		Reingebiet (bleibend)	30
G52-Erosions-rinne Borna				PR	Reingebiet (bleibend)	37
G80-Graben-tasche Pegau	ZA		Amphibien: Wechsel- und Kreuzkröte, Libellen		Reingebiet (bleibend)	1
G100-Peres				PR	Reingebiet (Zukunft)	465
G110-Phönix Nordost				PR	Reingebiet (bleibend)	200
G120-Zechau				PR	Reingebiet (bleibend)	210
G122-Revier-park Profen	ZA		Offenlandarten		Reingebiet (bleibend)	20
G123-Domsen	ZA	BT	Feuchtkomplexe	PR (Zukunft?)	Multigebiet (temporär)	60
G124-AFB-Kippe Profen				PR	Reingebiet (bleibend)	30
G125-Witznitz-Nordkante	ZA		Offenlandarten, Amphibien		Reingebiet (temporär)	20
G126-Pirkau	ZA		Amphibien, Libellen, Offenlandarten		Reingebiet (bleibend)	50

Das aktuell optimale Mindest-Gebietssystem für Naturschutzteilziele besteht aus:

- 17 „Reingebieten", in denen nur ein Teilziel verfolgt wird,
- 4 „Multi(funktionalen) Gebieten", in denen auf ganzer Fläche mehrere Teilziele gleichzeitig erfüllt werden sollen. Gleichzeitige Zielerfüllung ist besonders für Zielartenschutz und Biotopschutz möglich, indem Zielarthabitate Teilmengen entsprechender Zielbiotope darstellen und bei Förderung der Habitate auch typische Ausprägungen der Zielbiotope erhalten werden,
- 2 Zonierungsgebieten, in denen räumlich getrennt mehrere Teilziele verfolgt werden.

7.3.2 Kurzcharakteristik der Vorranggebiete mit gebietsbezogenen Entscheidungen

vgl. Karte 7 (Kartenteil), Gebiete hier sortiert nach Gebietsnummern

Das geplante und erst künftig entstehende ca. 101 ha große Areal **G1 - Kippe Cospuden** wird nach gegenwärtigen Planungen große Bereiche an Tertiärsubstrat aufweisen, sowie einen Anteil Wasserfläche des entstehenden Restsees Cospuden, Ufer und Landbereiche umfassen. Im Süden besteht ein Übergang zu Aufforstungsflächen. Das Gebiet wurde nur für **Prozeßschutz** selektiert („Reingebiet").

Die Röhrichte und Tümpel in **G9 - Kulkwitzer Lachen** (ca 25 ha) sind wichtige Habitate für Libellen und Amphibien und die Gebietsentwicklung soll zu deren Gunsten gesteuert werden. Das Gebiet wird daher als „Multi-Gebiet" für **Zielarten- und Biotopschutz** selektiert. Durch Erhaltung der Zielbiotope in einer breiten Ausprägungspalette werden Habitate der relevaten Zielarten geschützt; umgekehrt werden bei speziellen Habitatoptimierungen für Amphibien charakteristische Ausprägungen innerhalb der Zielbiotope besonders gefördert.

Das Gebiet **G13 - Rückhaltebecken Stöhna** umfaßt mit 236 ha eine große offene Hohlform der Bergbaufolgelandschaft, die infolge ihrer Hochwasserrückhaltefunktion wechselnd hohe Wasserstände enthält. Große Wasser- und Grünlandflächen, durchsetzt mit Schilfbeständen und Rasenfluren, lassen es für Zielarten der Feuchtkomplexe wichtig werden, wobei eutrophe Ausprägungen dominieren. Bekannt ist auch die bedeutende Rastfunktion für Wasservögel (KLAUS & KRUG 1993), die maßgeblich zur Ausweisung als Naturschutzgebiet führte. Das Gebiet ist von seiner Größe, der Biotopausstattung und ablaufenden Sukzessionsprozessen zwar als Prozeßschutzfläche interessant, es unterliegt allerdings dem Verantwortungsbereich der Talsperrenmeisterei. Seine Funktion als Rückhaltebecken, die Pflegemaßnahmen einschließt, steht derzeit nicht im Gegensatz zu den Artenschutzinteressen, widerspricht aber dem Grundgedanken des Prozeßschutzes einer langfristig eingriffsfreien Entwicklung. Daher wurde es für die Erhaltungsziele **Arten- und Biotopschutz** reserviert.

Das Gebiet **G15 - Werben-Sittel** ist als kleines Restloch (ca. 30 ha) zu charakterisieren, das auch nach Wasseraufgang keinen großen See, sondern Feucht- und Trockenbereiche enthalten wird. Verschiedene Substrate, auch quartäre Kiese (Sonderstandort!), machen es für viele Arten, die zur Zeit noch im Restloch Werben (G16) Lebensraum finden, zu einem potentiellen Nachfolgehabitat; da das Restloch Werben durch Flutung seine derzeit für Artenschutz wertvollen Bereiche verlieren wird. Aufgrund seiner geringen Größe und besonders starken Isolation in intensiver Agrarlandschaft ist speziell für G15 ein Pflegemanagement (**Zielartenschutz**) erforderlich.
Dazu ist die Einrichtung eines Pufferstreifens zwischen Restloch und angrenzenden Feldern wünschenswert und an effektive Absperrungen im Bereich der Zufahrten im Westen und v.a. im Osten zu denken. Da in der südlichen Hälfte schon Grasansaaten eingebracht wurden und Nährstoffeinträge aus den angrenzenden Feldern festzustellen sind, wird für den südlichen Teil eine extensive Grünlandnutzung zum Nährstoffentzug und zur Offenhaltung vorgeschlagen. Im östlichen Bereich ist mit weiteren Gestaltungsmaßnahmen im Zusammenhang mit der Flutung des benachbarten Restloches Werben zu rechnen. Hier ist darauf zu drängen, daß keine nährstoffreichen Oberböden, sondern tertiäres oder quartär/tertiäres Substrat aufgebracht und keine Gras/Leguminosen-Rekultivierungsansaaten mehr

durchgeführt werden. In möglichst allen weiteren Bereichen soll die natürliche, unbeeinflußte Entwicklung („Nichtstun" = Prozeßschutz im Kleinen) im Vordergrund stehen, was allerdings nicht mit (großflächigem) Prozeßschutz gleichgesetzt werden kann.

Das Gebiet **G16 - Restloch Werben** (ca. 89 ha) beherbergt zur Zeit alle Amphibien- und Libellen-Zielarten und ist von besonderer Bedeutung für den **Zielarten- und Biotopschutz**. Die Ansprüche der Zielarten lassen sich mit den zahlreich vorhandenen Zielbiotopen in Übereinstimmung bringen. Das Gebiet wird aber durch Flutung bis etwa 2010 weitgehend verlorengehen. Demnach muß in einigen Jahren mit neuem Kenntnisstand das Gebietssystem für diese Teilziele neu berechnet und anderweitig ergänzt werden.

G17 - Quartzitkippe Profen (ca. 10 ha) stellt eine regionale Besonderheit aufgrund des vorherrschenden Quarzit-Substrates mit Blockbildungen dar. Aufgrund seiner geringen Größe ist es für Prozeßschutz ungeeignet, aber hinsichtlich des **Zielarten- und Biotopschutz** sehr bedeutend. Die Zielbiotope der vegetationsarmen Sand- und Kiesbereiche und trockenen Halboffenländer sollen gemeinsam mit den auf diese Lebensräume angewiesenen Zielarten *Sphingonotus caerulans, Oedipoda caerulescens*, Brachpieper und Steinschmätzer erhalten werden.

Das Gebiet **G18 - AFB-Kippe Profen Nord** (ca. 30 ha) ist durch Schüttrippenkomplexe gekennzeichnet, in deren Folge auf ca. 20 ha ein heterogenes Habitatmosaik mit kleinen Wasserflächen, Röhrichten und offenen bis halboffenen Trockenbereichen entstand. Vielfältige Substrate erhöhen die interne Strukturvielfalt. Die große Morpho- und Hydrodynamik im Gebiet führt zur eindeutigen Entscheidung für **Prozeßschutz**. Vorläufig kann in diesem Gebiet auch das Teilziel **Biotopschutz** verfolgt werden, da gleichzeitig die dort vorkommenden Zielbiotope gesichert werden. Es muß allerdings von der noch stattfindenden Sanierung auf angrenzenden Flächen gefordert werden, daß zur Gebietsgrenze hin nur extensiv genutzte Pufferstreifen angelegt werden, so daß negative Randeffekte von Nährstoff- und Herbizid-Einträgen aus dem umgebenden Ackerland minimiert werden.
Hier fällt die Entscheidung gegen die Erhaltung des Status quo für Zielartenschutz. Daher mußte für dieses Teilziel bzw. die betroffenen Zielarten das Gebietssystem neu berechnet werden. Hierdurch ergab sich aber nur eine geringe Änderung des Vorranggebietssystems durch Hinzunahme des bislang nachrangigeren Gebietes G26 - Großstolpen für das Teilziel Zielartenschutz.

Der Bereich **G20 - Feldesgrenze Peres** (ca. 38 ha) soll als Reingebiet für **Zielartenschutz** entwickelt werden. Hier sind viele Habitate und Zielarten der Offen- und Halboffenländer gleichermaßen vorhanden.

Sowohl wegen der großen aktiven Erosionshänge als auch durch die vielfältige Standortausstattung ist der Bereich des **G22 - Restloch 13** (ca. 80 ha) als reines **Prozeßschutzgebiet** geeignet. Im Offenland bestehen gegenwärtig noch Zielartvorkommen, doch werden diese hier durch Prozeßschutz mittelfristig nicht beeinträchtigt und sind in weiteren Gebieten ebenso vorhanden. Im Prozeßschutzbereich soll neben dem eigentlichen Restloch und seinen Hängen auch ein möglichst großer Teil des anschließenden und bislang kaum forstwirtschaftlich genutzten Waldes einbezogen werden. Erst dann wird die gesamte für Prozeßschutz wertbestimmende Standortsvielfalt und Größe gesichert.

Der lückige **G23 - Kippenwald Böhlen** (ca. 90 ha) wurde vorrangig für **Zielartenschutz** der Halboffenlandarten selektiert. Zwar wäre auch Prozeßschutz denkbar, doch sind Zielarten belegt und ihre Habitate weiter optimierbar. Hier soll der Charakter eines halboffenen Waldes für entsprechende Tier- und Pflanzenarten besonders entwickelt werden. Die in diesem Gebiet für Prozeßschutz geeigneten, vorkommenden und entwickelbaren Standortausprägungen sind zudem im größeren Gebiet G25 - Halde Kieritzsch in geeigneterer Form ausgeprägt.

Das Gebiet **G25 - Halde Kieritzsch** (ca. 105 ha) ist zu großen Teilen von Wald bedeckt. Bisher wegen Schwelbränden weitgehend nicht zugänglich, sind hier auch Offenlandbereiche integriert, so daß eine bergbaufolgetypische Dynamik stattfindet und das Gebiet nur für **Prozeßschutz** selektiert wird.

G26 - Landschaftssee Großstolpen umfaßt ein ca. 35 ha großes Gebiet mit Wasserflächen, vegetationsarmen Sukzessionsbereichen und Ansaaten. Es wurde für **Zielartenschutz** selektiert, nachdem das Alternativgebiet G18 - AFB-Kippe Profen Nord für Prozeßschutz abgewogen wurde. Dem entsprechend sollen hier durch Erhaltungs- und Pflegemaßnahmen die Habitate von *Oedipoda caerulescens*, *Sphingonotus caerulans*, Wechsel- und Kreuzkröte stärker als bisher vorgesehen in die Landschaftsentwicklung des Gebietes eingebracht werden.

Die **G31 - Spülkippe Deutzen** (ca. 90 ha) beherbergt als typischen Bergbaufolgebiotop auf ehemaligen Schwemmflächen die in der Region größten zusammenhängenden Schilfbestände. Diese Ausprägung führt zur Selektion als Vorranggebiet für **Biotopschutz**, wobei auch für die Zielarten Rohrweihe und Drosselrohrsänger Habitatpotentiale bereitgestellt werden.

Die **G32 - Lobstädter Lachen** (ca. 15 ha) beherbergen alle Amphibien- und einige Libellenzielarten, sowie kleinflächige Ausprägungen von Bruchwald, Röhrichten und Feuchtkomplexen. Diese als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Flächen werden im Gebietssystem für **Zielartenschutz** selektiert.

Der **G36 - Bruchwald Borna** (ca. 32 ha) wurde ebenfalls bereits als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Dieses Gebiet mit der einmaligen Entwicklung eines bodenfeuchten Waldes („Bruchwald"), mit kleinräumigen Feuchtgebiets- und Flachmoorbereichen und kleinen offenen Arealen soll als reines **Prozeßschutzgebiet** behandelt werden. Die Erhaltung dieses Gebietes im gegenwärtigen Zustand wäre nur mit wiederholten massiven Eingriffen unterschiedlichster Art möglich (Ausbaggern, Mahd, Auslichten des Waldes), die unangemessen erscheinen. Für die an Feuchte und Wald gebundenen Zielarten ist ein weiteres Überleben in der Region und innerhalb dieses Gebietes auch ohne Pflegemaßnahmen derzeit vorhersehbar.

Das **G37 - Restloch Kahnsdorf** (ca. 212 ha) ist prädestiniert als **Prozeßschutzgebiet**: Als einziges der Restlöcher wird es als Ganzes im aktuellen Regional- und Sanierungsrahmenplan ausschließlich mit der Nutzung „Vorrang Natur und Landschaft" belegt. Die bisher bekannten Daten zur Fauna weisen dem Gebiet einen hohen Schutzwürdigkeitsgrad zu (MAUERSBERGER 1993). Die derzeitige Biotopausstattung wird sich durch die Flutung zwar stark verändern, jedoch werden weiterhin Flachwasser- und Uferbereiche vorhanden sein, die vielen der bekannten Libellenarten Lebensraum bieten. Das anstehende tertiäre Substrat läßt eine langsame Vegetationsentwicklung zu, so daß zumindest mittelfristig Offenlandbereiche vorhanden sind. Auf den südexponierten Hängen können sich damit trocken-warme Habitate entwickeln, die z.B. von Heuschrecken besiedelt werden dürften. Die hohe Morpho- und Hydrodynamik ist für Prozeßschutz vorteilhaft.

Die ca. 311 ha große **G38 - Halde Trages** stellt mit ihrer ca. 60 m aufsteigenden Erosionswand im Süden und dem Erosionshang ein einmaliges Objekt der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig dar und wurde als Testgebiet einer repräsentativen ökologischen Analyse ausführlich untersucht (BEER 1955, 1964, 1984, KIRMSE 1955, DURKA ET AL. 1997a, b). Das Gebiet vereinigt danach wesentliche Elemente für Prozeßschutz: Größe, vielfältige Substrate, unterschiedlich alte Sukzessionsstadien und aktive Erosion bei schon jetzt vielfältiger Biotop- und Artenausstattung und überaschenden Neuetablierungen, z.B. der regional verschollenen Tagfalterart *Hipparchia hermione* (ALTMOOS & DURKA 1996). Die allein ca. 30 ha umfassenden Erosionsbereiche sind nicht standsicher, und eine ökonomische Nutzung wäre nicht sinnvoll.
Auf ca. 30 ha am südexponierten Waldrand- und Plateaubereich befinden sich Magerraseninitialen und Halboffenländer, die besonders für die Zielarten der Offen- und Halboffenländer regional bedeutsam sind. Für diese Teilgebiete kommt extensive landwirtschaftliche Nutzung oder ein Pflegemanagement in Frage.

Der Plateauwald wurde ursprünglich um 1950 angepflanzt und danach nur extensiv genutzt. Teile können weiter genutzt werden, doch soll aufgrund seiner naturnahe Entwicklung ein großer Waldanteil sich selbst überlassen werden.
Das Gebiet eignet sich aufgrund seiner Größe und abgrenzbaren Strukturen für eine **Zonierung**, nachdem es für alle Teilziele als unersetzbar selektiert wurde. Eine mindestens ca. 150 ha große **Prozeßschutzfläche** wird vorgeschlagen, die den größten Teil des Haldenplateaus, den gesamten Ost- und Südosthang, sowie den östlichen Haldenfuß mit seinen Erosions- und Akkumulationsbereichen umfaßt. **Zielarten- und Biotopschutz** soll begrenzt auf die Magerrasenflächen und den westlichen Plateauwald durch ein Pflegemanagement zur Erhaltung der Habitate vorkommender Zielarten stattfinden.

Das 556 ha große Gebiet **G41 - Tagebau Bockwitz/Borna-Ost** wurde wie G38 - Halde Trages für alle Teilziele als unersetzbar selektiert. Es enthält unterschiedliche Standorte, Biotope und Arten und wurde aufgrund seiner frühen Verfügbarkeit für Naturschutz zu einem regionalen Modellgebiet zur ökologischen Analyse und zur Realisierung von Naturschutz (z.B. DURKA ET AL. 1997, LAUSCH & BELLMANN 1997, KRUG ET AL. 1997). Aufgrund der Größe und hohen Qualität vieler Zielarthabitate ist dieser Tagebau eine der für **Zielarten- und Biotopschutz** wichtigsten Flächen im Südraum Leipzig. Pflegemaßnahmen werden laufend durchgeführt (STRELLER 1998).
Aufgrund seiner Standortvielfalt, Größe und Hydrodynamik wäre es aber auch als **Prozeßschutzgebiet** prädestiniert. Da eine intensive Pflege des Gesamtareals nicht durchführbar ist, sollten daher Anstrengungen unternommen werden, Teilbereiche als ausdrücklich eingriffsfreie Prozeßschutzflächen zu erhalten. Im Sinne einer segregativen Trennung der Naturschutzstrategien könnte sich an eine große Prozeßschutz-Kernzone (>> 50 ha) ohne weitere Pflegemaßnahmen im Süden (Hauptwasserhaltung und angrenzende Bereiche, Südkippe, südliche Westböschung) gepflegte Offenlandbereiche in der Mitte anschließen (nördliche Westböschung, Dammwasserhaltung, Innenkippenzufahrt, südlicher Teil des Restloches Bockwitz), die zu den der Erholungsnutzung dienenden Bereichen im Norden des Restloches Bockwitz überleiten. Damit ist eine **Zonierung** des Gebietes für alle Teilziele möglich und erforderlich, wobei Zielartenschutz und Biotopschutz gleichzeitig auf den Pflegeflächen realisiert werden müssen.

Die **G51 - Thränaer Lachen** stellen das einzige Gebiet mit belegtem Vorkommen der Rohrdommel dar und werden daher als unersetzbar für **Zielartenschutz** selektiert. Auch für weitere Zielarten der Röhrichte und Feuchtkomplexe ist das ca. 30 ha große Areal von Bedeutung (vgl. bereits FROMMOLT ET AL. 1979) und muß in deren Sinne erhalten werden.

Die **Erosionsrinne** und Umgebung am **G52 - Speicherbecken Borna** (ca. 37 ha) stellt ein unkanalisiertes Fließgerinne der Bergbaufolgelandschaft dar, das durch Erosionshänge und umgebende Sukzessionsbereiche gekennzeichnet ist. **Prozeßschutz** ist hier in Reinform erforderlich. Mit G51 - Thränaer Lachen stellt es einen räumlichen Verbund dar, so daß vorteilhaft für alle Naturschutzziele eine Pflege in G51 und Prozeßschutz in G52 nebeneinander realisiert werden können.

G80-Grabentasche Pegau ist ein nur ca. 1 ha kleiner Bereich, der aber für Amphibien in funktionalem Verbund mit naheliegenden unverritzten Auebereichen und den Vorranggebieten G18 - AFB-Kippe Profen Nord und G122 - Revierpark Profen ein hochgeeignetes Laichgewässer enthält (Wechsel- und Kreuzkröte; reiner **Zielartenschutz**).

Die Fläche **G100 - Peres** besteht derzeit als „Vorrangfläche Naturschutz" nur in Grobplanung im Braunkohlenplan. Sie wird frühestens im Jahre 2020 entstehen. Durch ihre Größe (zur Zeit ca. 465 ha vorgesehen) und runde Form kann sie aber in Zukunft die wichtigste **Prozeßschutzfläche** der Region werden und sollte schon jetzt diesbezüglich in Planungen implementiert werden. Es muß darauf hingewirkt werden, daß eine möglichst große, zusammenhängende Fläche der Kippe einschließlich des entstehenden Uferbereiches und Teile des Restsees als „Vorrangfläche Natur und Landschaft, Sukzession" festgeschrieben wird und diesem entgegenwirkende Erschließungsmaßnahmen (Straßen und Wege quer

durch das Gebiet) und Rekultivierungen unterbleiben. Für eine solche Nutzung sprechen auch die relative Siedlungsferne, die eine Erholungsnutzung hier nicht vordringlich macht, da für die Gemeinden der Umgebung andere Restseen günstiger gelegen sind.

G110 - Phönix-Nordost ist auf einer Teilfläche bereits als Naturschutzgebiet ausgewiesen und auch auf den hier einbezogenen zusätzlichen Flächen nach seinen vielfältigen Standortausprägungen und seiner Größe von ca. 200 ha ein prädestiniertes **Prozeßschutzgebiet**.

Mit dem Gebiet **G120 - Zechau** (ca. 210 ha) wird ein ausgewiesenes Naturschutzgebiet und eines der bestuntersuchtesten Gebiete der Region (KLAUS 1998, KRUMMSDORF ET AL. 1998) als Reingebiet für **Prozeßschutz** selektiert. Zwar kommen dort viele Orchideen vor, und das Gebiet wurde durch das Vorkommen vieler Zielarten wie Libellen und Amphibien auch für das sektorale Gebietssystem für Zielartenschutz selektiert, doch bestimmen die Gebietsgröße, die ablaufende Flutungsdynamik und stellenweise Erosion eine hohe Prozeßschutzeignung. Pflegemaßnahmen würden dieser natürlichen Dynamik zuwiderlaufen, und die hier relevanten Zielarten und Zielbiotope werden auf absehbare Zeit auch durch Prozeßschutz erhalten. Daher erfolgt hier eine eindeutige Entscheidung zugunsten Prozeßschutz. Die Neuberechnung des Gebietssystemes für Zielartenschutz unter besonderer Berücksichtigung der in Zechau repräsentierten Zielarten ergab eine Lösungsmöglichkeit mit Hinzunahme von G26 - Großstolpen und G126 - Pirkau speziell für Zielartenschutz.

Der **G122 - Revierpark Profen** (ca. 20 ha) ist ein erst seit 1995 ursprünglich für touristische Zwecke sich selbst überlassener vegetationsarmer Sukzessionsbereich, in dem aber nur kleinflächige Morphodynamik stattfindet. Das Gebiet besitzt derzeit eine hohe Habitateignung für alle Offenland-Zielarten (**Zielartenschutz**). Pflegemaßnahmen sind derzeit noch nicht erforderlich, doch soll das Gebiet für Zielarten der Offenländer und Feuchtbereiche weiter erhalten und entwickelt werden.

Das **G123 - Restloch Domsen** ist eine in langsamer Flutung befindliche ca. 60 ha große Hohlform mit kohligen Flächen und wechselfeuchten (Hang-)Bereichen, die für Zielbiotope und Zielarten regional bedeutsam sind. Daher soll hier zunächst **Zielartenschutz** und mit ihm **Biotopschutz** Priorität haben. Nach ca. 10 Jahren soll angesichts der derzeit schon ablaufenden Prozesse und zukünftiger möglicher Irrelevanz für Zielarten eine Übernahme in das Prozeßschutzsystem neu geprüft werden. Bis dahin stellt es ein temporäres Gebiet für Erhaltungsziele dar und ist solange als mögliches Ausbreitungszentrum für Libellen und Amphibien wichtig.

Für **G124 - AFB-Kippe Profen** ist als Nachfolgenutzung eine Müllverkippung in Vorbereitung; aufgrund dieser besonderen Situation wurde G124 als eigenständiges Gebiet abgegrenzt. Es stellt mit ca. 30 ha das größte verbliebene Schüttrippenareal der Region dar und ist als **Prozeßschutzgebiet** unersetzbar. Die Nachnutzung zur Müllverkippung soll auf andere Räume verlagert werden, da sonst der Verlust der größten regionalen Ausdehnung eines inzwischen seltenen Standortes droht. In diesem Fall müßte das Prozeßschutzgebietssystem neu berechnet werden und verliert eine herausragende Komponente.

G125 - Witznitz-Nordkante (ca. 20 ha) ist eine temporär bestehende Fläche, die für Offenlandarten und mit ihren temporären Feuchtkomplexen für Amphibien-Zielarten ein wichtiges Habitat darstellt. Sie wurde für **Zielartenschutz** selektiert.

Das Gebiet **G126 - Pirkau** (ca. 50 ha) wurde bereits als Naturschutzgebiet gesichert. In ihm kommen viele Libellen- und Amphibien-Zielarten, sowie offenlandgebundene Organismen und ihre Habitate vor. Dieses Gebiet wurde nach Zielabgleich des Gebietes G120 - Zechau für Prozeßschutz nachträglich speziell für **Zielartenschutz** in das Gesamtsystem aufgenommen.

7.3.3 Bilanz und Erweiterungsmöglichkeiten

Das dargestellte Mindestgebietssystem, das alle definierten Teilziele und normativen Vorgaben erfüllt, besteht aus insgesamt 29 Gebieten mit einer Gesamtfläche von ca. 3200 ha. Auf zahlreichen Flächen können verschiedene Schutzziele parallel verwirklicht werden. Die Flächenbilanzen zu den unterschiedlichen Teilzielen enthalten somit Mehrfachnennungen verschiedener Gebiete: Für Zielartenschutz wurden insgesamt 17 relativ kleine Gebiete (1616 ha), für Biotopschutz neun Gebiete (1407 ha) und für Prozeßschutz 13 relativ große Gebiete (2359 ha) selektiert (Tabelle 51). Diese Gebiete sollen als Vorranggebiete für Naturschutz in die Regionalplanung einbezogen werden.

Tabelle 51: Flächenbilanz und Zeithorizonte des aktuellen Vorrang-Gesamtsystemes.

Teilziele			Gebiets-lösung	Zeithorizont					
				bleibend		temporär		Zukunft	
				Zahl	ha	Zahl	ha	Zahl	ha
Prozeßschutz			Reingebiet	8	906			2	566
Prozeßschutz		Biotopschutz	Multigebiet	1	30				
Prozeßschutz	Zielartenschutz		Mulitigebiet						
Prozeßschutz	Zielartenschutz	Biotopschutz	Zonierung,	2	867				
	Zielartenschutz		Reingebiet	8	271	2	58		
	Zielartenschutz	Biotopschutz	Multigebiet	3	271	2	149		
		Biotopschutz	Reingebiet	1	90				
Gesamt				**23**	**2435**	**4**	**207**	**2**	**566**
				29 Gebiete mit 3200 ha					

Die hinsichtlich ihrer Flora von DURKA ET AL. (1997a) vorgeschlagenen Vorranggebiete finden sich im System für Erhaltungsziele wieder, obwohl die Flora im vorliegenden Beispiel nicht gesondert berücksichtigt wurde. Damit wird der Mitnahmeeffekt von Zielartenschutz für die Flora belegt, wobei innerhalb eines Pflegemanagementes nun speziell für Pflanzenarten gesonderte Maßnahmen möglich werden können, die Zielartansprüchen nicht zuwiderlaufen sollten. Angesichts methodischer Grenzen eines Mitnahmeeffektes von Zielarten sollen aber zukünftig speziell für die Flora das Gebietssystem nochmals systematisch überprüft und ggf. ergänzt werden.

Nach den Eingangs benannten normativen Mindestflächenfestlegungen sind aber mindestens 4000 ha Vorrangflächen erwünscht, davon mindestens 2000 ha Prozeßschutzflächen, die bereits erfüllt wurden. Nun besteht die Möglichkeit, weitere Gebiete mit einer Gesamtfläche von ca 800 ha dem Mindestsystem beizuordnen und darüber die Repräsentanzen verschiedener Attribute zu erhöhen.
Eine systematische Ergänzung mit einer Auswahl der verbliebenen potentiellen Vorrangflächen (jetzt noch 98 Gebiete) ist zum aktuellen Zeitpunkt jedoch nicht begründbar möglich, da die hierzu erforderlichen, gleichmäßigen und vollständigen Datengrundlagen nicht vorliegen. Deshalb muß das Vorrangflächennetz im Laufe der Zeit parallel zur Verbesserung der Datenbasis und zur Gebietsverfügbarkeit kontinuierlich überprüft und ergänzt werden (vgl. MARGULES ET AL. 1988, 1994a). Die hohe Flexibilität der iterativen Methoden ermöglicht auch nachträglich unter Wahrung der Zielerfüllung (Repräsentanz der Schutzgüter) und Nachvollziehbarkeit des Auswahlvorganges die Gebietsergänzung oder Umwidmung von Schutzzielen (neue Berechnung der Algorithmen).

Wenn auch zum jetzigen Zeitpunkt wegen der verbleibenden Unsicherheiten und mangelhaften Datengrundlagen zu weiteren potentiellen Vorranggebieten keine abgesicherte Auswahl erfolgen kann, so sollen doch Vorschläge für eine **zukünftige Ergänzungen des Mindestgebietssystems** gegeben werden (nicht in der Ergebnisdarstellung von Karte 7 einbezogen). Es besteht akuter Handlungsbedarf zur

Zukunftsplanung, hier sollen zur Erweiterung des Mindestgebietssystems beispielsweise Bereiche der Sanierungstagebaue Espenhain und Zwenkau vorgemerkt werden:
Im Tagebau Espenhain entsteht ein großer und von menschlichen Nutzungen möglicherweise abschirmbarer Komplex von Flächen mit geplanter „Vorrangnutzung Natur und Landschaft" (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1998). Dieser **Espenhain-Komplex** mit der Insel **G7 - Espenhain** (ca. 74 ha) und dem **G6 - Espenhain-West-Ufer** (ca. 45 ha) wird hierdurch zu einem potentiellen, wichtigen Prozeßschutzgebiet. Da das Gelände erst zukünftig entsteht und derzeit die Detailplanungen überdacht werden, kann zu den voraussichtlichen Standortausprägungen keine Aussage getroffen werden.

Die **G121 - Tonhalde Haselbach** (ca. 10 ha) wurde nicht in das Mindestgebietssystem aufgenommen, da deren Standorte, Biotope und Zielarten bereits anderweitig ausreichend repräsentiert wurden. Nach verschiedenen Rangfolgen und Algorithmen wird jedoch auch dieses Gebiet gelegentlich selektiert. Es ist als Ergänzungsgebiet prioritär für Zielartenschutz einzubeziehen.
Weiterhin sind **bestehende Schutzgebiete** besonders für Erhaltungsziele zu berücksichtigen: Das **G114 - LSG Heinbergsee** (ca. 30 ha) und das **G127 - NSG Nordfeld Jaucha** (ca. 20 ha) sind besonders für Zielarten der Feuchtkomplexe relevant, im Sinne des Mindestgebietssystemes aber nicht unersetzbar.

Besonders große Flächenanteile nehmen auch die zukünftig neu entstehenden **Wasserflächen** ein, welche als zusammenhängende Bereiche limnischer Lebensräume vorrangig für Naturschutz zu sichern sind (besonders geeignet z.B. **G66 - Hartsee** mit ca. 30 ha, **G73 - Haselbach Südost** mit ca. 60 ha, **G88 - Zwenkau Nordwest** mit ca. 189 ha, **G102 - Restloch Haubitz** mit 145 ha).
Die mit der Sicherung für Naturschutz konkurrierende Erholungsnutzung sollte auf andere, dafür besonders geeignete Bereiche gebündelt werden (z.B. Kriterium „vorhandene Verkehrsanbindung"), die weiterhin ebenfalls in großer Ausdehung und nicht vorrangig für Naturschutz verfügbar sind.

Im selektierten Mindestgebietssystem sind die zehn, nach den **soziologischen Aspekten** wichtigsten Gebiete bereits integriert. Gebietsergänzungen aus soziologischer Sicht und Entscheidungshilfen sind in diesem Anwendungsfall nicht erforderlich, doch können bei zukünftigen Abänderungen des Gebietssystemes soziologische Beiträge gemäß der Methodenentwicklung wichtige Hilfen darstellen.

Ein Vergleich des hier selektierten Mindestgebietssystems mit den tatsächlich ausgewiesenen oder in Planungen befindlichen Schutz- und Vorranggebieten zeigt teilweise eine hohe Übereinstimmung (vgl. REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1998): Elf der 29 Gebiete des Mindestsystemes sind als Naturschutzgebiet oder als Planungskategorie „Vorrang Natur und Landschaft" berücksichtigt. Ebenso werden aber Gebiete gesichert, die nicht gemäß des Mindest-Gebietssystemes prioritär sind, wohingegen acht Gebiete bislang in der Praxis unberücksichtigt blieben. Mit dem Anwendungsbeispiel wird die bisherige Auswahl als „ad hoc"-Auswahl belegt, die zwar einige, aber nicht alle wichtige Gebiete erkennt und alleine die Sicherung von Repräsentanzzielen nicht gewährleistet.

7.4 *Aufgaben für die Praxis*

Für die Gebiete des Mindestsystemes ist die Überführung aus der schwächeren Planungskategorie „Vorbehalt Natur und Landschaft" in eine **stärkere Kategorie** erforderlich, z.B. „Vorrang Natur und Landschaft". Weiterhin müssen zur Vermeidung von Mißverständnissen allgemeine Formulierungen klarer gefaßt werden, z.B. soll der Begriff „Regenerationsflächen" in „Prozeßschutzflächen" überführt (TISCHEW 1998) sowie den naturschutzbedeutsamen Gebieten das explizite Schutzziel beigeordnet werden. Die unersetzbaren Gebiete des Mindestsystems und darin besonders die Prozeßschutzgebiete sollen darüberhinaus vorrangig als Naturschutzgebiete auch gesetzlich geschützt werden. Dann ist eine Umsetzung der Naturschutzziele in diesen Kernarealen am besten möglich.

Innerhalb der Vorranggebiete muß eine Detailplanung erfolgen: Die gebietsbezogen abgleiteteten Teilziele müssen in Maßnahmen übertragen und tatsächlich umgesetzt werden. Dazu ist die Erstellung von **Pflege- und Entwicklungsplänen** geeignet, die für Gebiete zum Arten- und Biotopschutz Nutzungen und Pflege regeln (z.B. für Bockwitz KRUG ET AL. 1997). Für Prozeßschutzgebiete liegt die Aufgabe von Detailplänen in der Planung einer geeigneten Besucherlenkung und Abschirmung vor anthropogenen Beeinträchtigungen.

Der Sicherung der Naturschutzflächen stehen zahlreiche **Konflikte** und konkurrierende Ansprüche entgegen. Für diese können aber auch einige Lösungsansätze angeführt werden:

Das Naturschutzrecht ist dem Bergrecht nachgeordnet. Möglich ist nur das Einbringen naturschutzfachlicher Ziele in der Genehmigungsphase bei neuen Abbaugebieten. Die Abwägungsklausel des Bergrechts läßt aber nur begrenzte Spielräume für fallbezogene Einzelabsprachen zu (DREBENSTEDT 1995). Durch die Vorgaben des Bergrechts werden in der Sanierungspraxis zur „Herstellung öffentlicher Sicherheit" oft gerade die naturschutzfachlich wertbestimmenden Strukturen (z.B. Steilwände) und Schlüsselfaktoren (z.B. Erosion) unterbunden oder bereits naturbedeutsam entwickelte Flächen durch Neugestaltung zerstört. Dieses stellt das aktuelle Problem für viele Flächen im Südraum Leipzig dar. Lösungsmöglichkeiten bestehen derzeit in Sondervereinbarungen mit Betretungsverboten für schwer zugängliche Gebiete (z.B. G37 - Restloch Kahnsdorf). Langfristig sind neue haftungsrechtliche Vereinbarungen für solche Flächen zu definieren.
Gegenüber Naturschutz bestehen in vielen Gebieten konkurrierende Nutzungsinteressen der Land- und Forstwirtschaft, der Erholung und der Abfallwirtschaft. Gegenüber der Forstwirtschaft kann darauf verwiesen werden, daß durch die hier vertretene Naturschutzstrategie der freien Sukzession der Waldanteil der Region mittelfristig ohnehin erhöht wird. Zudem erzielen aufgeforstete Wälder trotz Bodenmelioration kaum wirtschaftliche Gewinne (ABRECH & BAUER 1997). Andererseits sollten auch in forstlich genutzten Flächen Sukzessions- und Naturschutz-Vorrangflächen enthalten sein. Eine Einbindung der Landwirtschaft ist im Rahmen der oben genannten Pflegestrategie auf entsprechenden Flächen mit „naturverträglichen" Landnutzungsformen jedoch möglich und sinnvoll. Erholungsaktivitäten sollten durch Instrumente der Landschaftsplanung in Abstimmung mit den Gemeinden auf begrenzte Bereiche gebündelt werden. Neu zu gründende Trägerverbände, Stiftungen oder Zweckverbände können eine institutionelle Möglichkeit darstellen, die aus der Bergaufsicht entlassenen Naturschutzflächen ohne Nutzungszwang zu übernehmen (vgl. KRUG 1998).
Hinsichtlich des Prozeßschutzes auf Sukzessionsflächen bestehen zahlreiche Bewertungs- und Wahrnehmungskonflikte, woraus bedeutende Akzeptanzprobleme resultieren. Diese können nur abgebaut werden, wenn die gesamte Bergbaufolgelandschaft einschließlich ihres Naturschutzwertes für die hier lebenden Menschen positiv erfahrbar wird. Hierzu müssen Informations- und Umweltbildungsangebote für Entscheidungsträger und Bevölkerung initiiert werden. Der sozio-ökonomische Nutzen und die Vorteile von Pflege- und Prozeßschutzflächen sollen nachvollziehbar dargestellt werden. Zur Konfliktminimierung und Durchsetzbarkeit von Naturschutz ist der dafür herausgearbeitete soziologische Wert wichtig, der gebietsspezifisch herangezogen werden kann (Kapitel 2.5).

8 Übertragbarkeit und Folgerungen

8.1 Allgemeiner methodischer Rahmen für die Auswahl von Gebietssystemen

Bislang wurden Auswahlmethoden für Vorrangflächensysteme anhand der Modellregion „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig" geprüft und daraus regionsübertragbar weiter entwickelt. In der nun folgenden Synopse sollen für eine optimale Auswahl von Vorranggebietssystemen des Naturschutzes die verallgemeinerbaren Vorgehensschritte mit den wichtigsten Hinweisen zusammengestellt werden (Abbildung 38):

Methodischer Bereich 1 – RÄUME,
Arbeitsschritte der Festlegung eines Bezugsraumes und einer Grundmenge von Objekten:

Für die Aufgabe der Ermittlung eines Gebietssystemes für Naturschutz ist zunächst ein Bezugsraum festzulegen, auf den sich die Auswahl beziehen soll. Hierfür wurden „Regionen" als besonders geeignet begründet.
Innerhalb des Bezugsraumes müssen mögliche Vorranggebiete oder Flächeneinheiten als Objekte der Auswahl abgegrenzt werden (Grundmenge). In der Bergbaufolgelandschaft waren dies Gebiete verschiedener Größe, doch sind auch andere Raumeinteilungen möglich (z.B. Rasterung des Bezugsraumes und Rasterzellen als Objekte der Auswahl, z.B. MARGULES ET AL. 1994a, FREITAG ET AL. 1996, 1997, TRINDER-SMITH ET AL. 1996, daraus später durch Zusammenlegung selektierter Raster Bildung von Vorranggebieten).

Methodischer Bereich 2 – ZIELE,
Zielbestimmung und Ableitung der Attribute und Repräsentanzziele:

Für den gesamten Bezugsraum ist zunächst eine Zielbestimmung erfoderlich, die aus dem gesamten Ziel- und Strategierahmen des Naturschutzes (Kapitel 2.1, Abbildung 6) regionsrelevante **Teilziele** festlegt und für diese **Attribute** ableitet. Hierzu wurde mit Kapitel 2 ein methodischer Rahmen zur Konkretisierung der Teilziele Tierartenschutz, Biotopschutz und Prozeßschutz erarbeitet, der in seinen Grundzügen auch für andere Regionen verwendbar ist. Attribute waren hier beispielsweise Zielarten und ihre Habitate (Teilziel Tierartenschutz), Zielbiotope (Teilziel Biotopschutz) und Standortausprägungen (Teilziel Prozeßschutz).
Es sind auch andere und weitere Teilziele und Attribute definierbar, z.B. der Schutz bestimmter Pflanzenarten (WILLIS ET AL. 1996: endemische Arten in Südafrika, DURKA ET AL. 1997a: Botanische Zielarten der Bergbaufolgelandschaft), bestimmte Vegetationsgesellschaften (MARGULES ET AL. 1988) oder einzelne Arten einer Tiergruppe (z.B. VANE-WRIGHT ET AL. 1991: Eulenarten in Südafrika; LOMBARD ET AL. 1995: Schlangenarten in Südafrika).

Die späteren Auswahlmethoden zwingen in jedem Fall hier zur genauen und nachvollziehbaren Definition von Attributen und weiter von **Repräsentanzzielen** für diese Attribute, so daß die gesamte Zielbestimmung als methodischer Schritt der Auswahlmethoden angesehen werden muß: Es muß als Anknüpfungspunkt für Auswahlalgorithmen abgeleitet werden, wieviele Vorkommen einzelner oder aller Attribute mindestens im Gebietssystem erhalten werden sollen, welche Flächenanteile oder wieviele Gebiete mindestens zu erhalten sind. Hier müssen die zugehörigen Bewertungsschritte nachvollziehbar dargelegt werden.

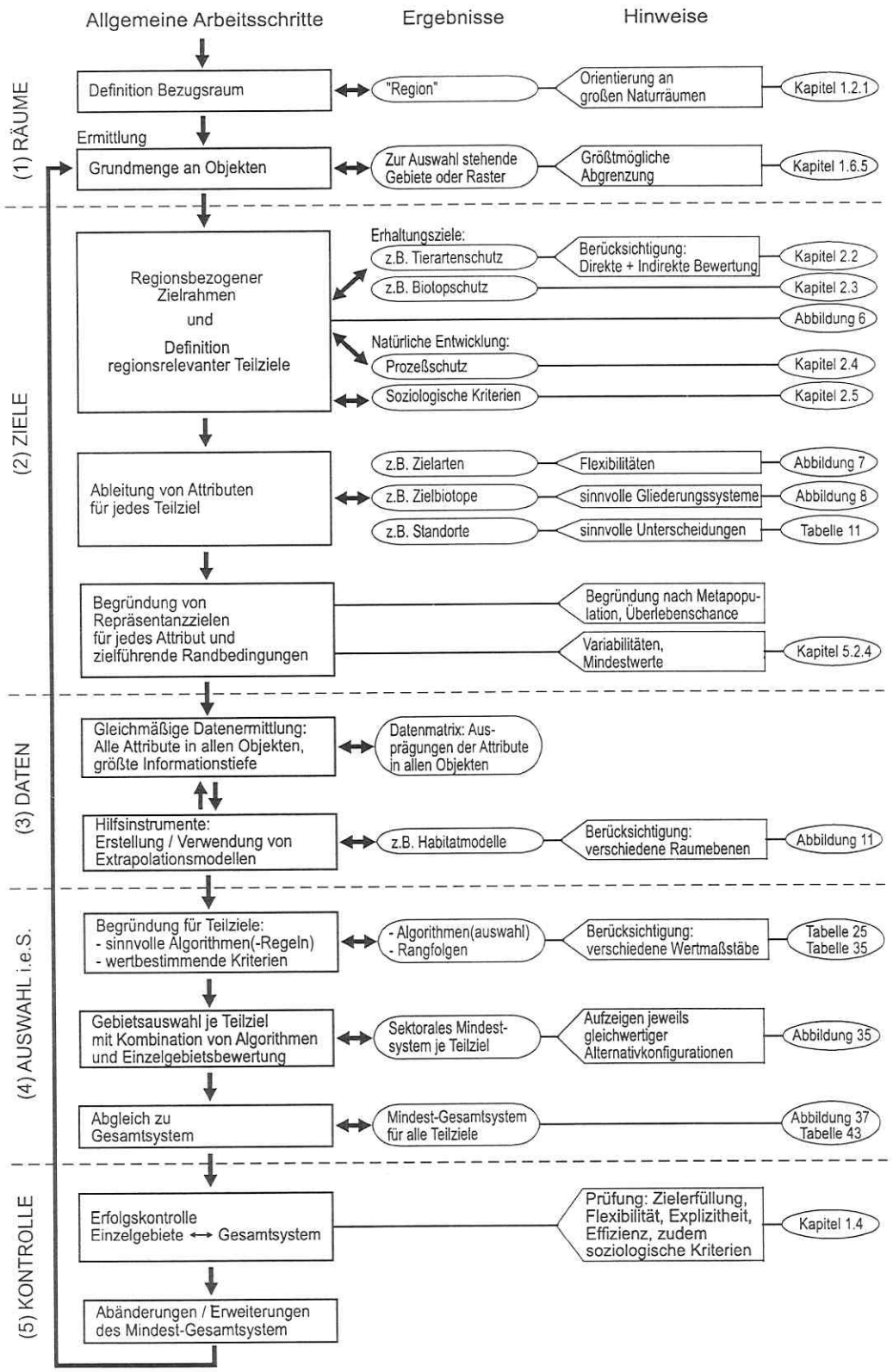


Abbildung 38: Allgemeiner methodischer Rahmen zur optimalen Auswahl von Vorranggebietssystemen.

Methodischer Bereich 3 – DATEN,
Gleichmäßige Datenermittlung zu Objekten und Attributen:

Da die Auswahl bei heterogener Datenlage ein entsprechendes Abbild darstellt, soll für alle Attribute in allen Objekten eine **gleiche Datenlage** hergestellt werden. Hierfür sind systematische oder flächenrepräsentative Erhebungen der Attribute erforderlich. Nur dann ist eine vollständig objektivierte Gebietsauwahl möglich.
Die Auswahlmethoden zwingen somit auch zu flächenrepräsentativen Datenerhebung zu allen zur Auswahl stehenden Gebiete, was damit als methodischer Schritt der Auswahlmethoden angesehen wird.

Grundsätzlich ist die größtmögliche Informationstiefe anzustreben. Besonders für Tierartenschutz sind **Habitatmodelle** geeignete Instrumente, um über einfach zu ermittelnde Stellvertretervariablen schnell für viele Gebiete gleiche Datenlagen herzustellen und um überhaupt die wichtige indirekte Bewertung bzw. vertiefte Aussagen im Tierartenschutz auf Landschaftsebene einbeziehen zu können.

Methodischer Bereich 4 – AUSWAHL i.e.S.,
Anwendung der entwickelten Auswahlmethode:

Gemäß der Methodenentwicklung sind getrennt für alle unterschiedenen Teilziele durch Kombination iterativer Auswahlalgorithmen und Einzelgebietsbewertungen sektorale Mindest-Gebietssysteme und darin gemäß der Eigenschaft der Flexibilität verschiedene gleichwertige Konfigurationen zur Zielerfüllung zu ermitteln (Abbildung 35, Kapitel 4.7).
Die Erstellung bestimmter Algorithmen bzw. die Auswahl wertbestimmender Kriterien stellt dabei einen der regionsspezifischen Aufgabenstellung anzupassenden **Bewertungsschritt** dar, der maßgeblich über die späteren Auswahlergebnisse bestimmt. Mögliche Regelanweisungen für Algorithmen bzw. wertbestimmende Kriterien zur Rangfolgeermittlung können aus Tabelle 25 und 35 ausgewählt werden. Bei Algorithmen soll nach den Testergebnissen darauf geachtet werden, daß innerhalb eines Algorithmus nicht mehrere Regeln des gleichen Wertmaßstabes vertreten werden, da damit die Effizienz meist verringert wird. Bei wertbestimmenden Kriterien sind Verknüpfungen, welche die resultierenden Rangfolgen maßgeblich bestimmen, zu vermeiden oder nachvollziehbar darzulegen, um eine unnötige normative Komplexität auf Kosten der Explizitheit zu vermeiden (vgl. SCHERNER 1995).
Erst danach soll gemäß der in Kapitel 6 (Abbildung 37) entwickelten Methode eine Zusammenführung der zielsektoralen Gebietssysteme erfolgen.

Methodischer Bereich 5 – KONTROLLE,
Erfolgskontrolle und Erweiterungen:

Gemäß der Methodenentwicklung stellen Vorranggebietssysteme räumlich und zeitlich flexible Systeme dar, wobei unersetzbare Gebiete in jedem Fall gesetzlich gesichert werden sollen. Über das bis hierher erarbeitete Mindestsystem hinaus sollen weitere mögliche Vorranggebiete als Erweiterungen hinzu genommen werden. Das Gesamtsystem muß kontinuierlich auf Erfolg geprüft und ggf. modifiziert werden, wozu die in Kapitel 4 definierten Referenzbegriffe dienen, die hier als Prüfpunkte formuliert werden:

- **Zielerfüllung** – Sind im Gebietssystem alle Repräsentanzziele erfüllt und alle nach Einzelgebietsbewertung (Rangfolgen) höchstwertigsten Gebiete vertreten? – Sind in einzelnen Gebieten die dort relevanten Ziele gewährleistet? Bei Änderungen in den Gebieten, Daten zu Attributen oder zu den Repräsentanzzielen muß das Gebietssystem neu berechnet werden.

- **Explizitheit** – Sind die Auswahlschritte klar formuliert und nachvollziehbar? Eventuelle vorläufige normative Festlegungen müssen stetig überprüft und möglichst fachlich begründet werden.

- **Effizienz** – Sind die Auswahlergebnisse als effiziente Lösung anzusehen, oder gibt es für diesselben normativen Bedingungen und Ziele effizientere Lösungen? Die effizienteste Lösung soll herangezogen werden.

- **Flexibilität** – Sind Flexibilitäten vorhanden oder können sie ermöglicht werden? Die Auswahl soll bei Gewährleistung von Zielerfüllung, Effizienz und Explizitheit so flexibel wie möglich gehalten werden, um bei Gebietsverlusten gleichwertige Alternativlösungen anzubieten.

Zukünftige **Erweiterungen des Mindestsystemes** greifen wieder auf bislang nicht selektierte Objekte zurück. Für sinnvolle Erweiterungen soll das Repräsentanzziel schrittweise erhöht werden und für eine erhöhte Zielerfüllung das Gesamtsystem neu berechnet werden. Sind jedoch nur wenige Erweiterungen realistisch, gelten folgende Ableitungen:

1. Erweiterung zunächst mit denjenigen selektierten Gebieten der sektoralen Gebietsysteme, die nicht in das Mindestgesamtsystem aufgenommen wurden. Damit wird die Zielerfüllung der einzelnen Teilziele weiter abgesichert.
2. Zusätzlich sollen bislang noch nicht berücksichtigte, aber nach ihren soziologischen Kriterien relevante Gebiete aufgenommen werden, um die Akzeptanz von Naturschutz und seines Gebietssystemes über Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung gut erhöhen zu können.
3. Verbleibende Prioritätenstufungen aus Kapitel 4.7.

8.2 *Weitere Anwendungsmöglichkeiten*

Auswahlverfahren für Gebietssysteme unter Einbeziehung iterativer Algorithmen können grundsätzlich überall dort angewandt werden, wo **großräumige, mindestens regionsbezogene Flächenschutzplanungen** unternommen oder ergänzt werden und ein Systemcharakter von Vorrang- und Schutzgebieten mit Verfolgung einer gleichzeitigen Repräsentanz verschiedener Schutzgüter erwünscht ist. Ein Systemcharakter wurde gerade im mitteleuropäischen Naturschutz lange vernachlässigt und soll zukünftig verfolgt werden (vgl. HAARMANN & PRETSCHER 1993, ERZ 1994).

Prinzipiell kann mit den hier geprüften und weiter entwickelten Methoden je nach Situation ein Systemcharakter von Vorranggebieten neu aufgebaut werden, Gebietsnetze überprüft (Monitoring) und Lücken in bestehenden Vorranggebietsnetzen erkannt und gezielt geschlossen werden.

Anwendungsmöglichkeiten des methodischen Rahmens für die Auswahl von Vorranggebietssystemen über die hier behandelte Modellregion „Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig" hinaus lassen sich grundsätzlich auf mindestens zwei verschiedenen **räumlichen Ebenen** aufführen, die miteinander verknüpft sind (Abbildung 39), dazwischen sind weitere räumliche Zwischenstufen möglich:

(1) Innerhalb sehr großer Bezugsräume (Länder, Biome, Kontinente) sollen zunächst größere Vorrangräume (Vorrangregionen) identifiziert werden, die dann in ihrer Gesamtheit ein System bilden. Dabei kann die Grundmenge in Abhängigkeit der großräumigen Situation aus bereits abgegrenzten zur Auswahl stehenden Gebieten bestehen (linke Seite in Abbildung 39) oder eine Rastereinteilung vorliegen, aus der nach Identifikation naturschutzrelevanter Raster Gebietsgrenzen neu festgelegt werden (rechte Seite in Abbildung 39).

(2) Innerhalb dieser größeren Vorrangräume (Vorrangregionen) sind wiederum detaillierte Gebietssysteme zu sichern, welche die dort relevante Teilziele gewährleisten. Dabei muß neu entschieden werden, ob innerhalb der Region eine Rastereinteilung vorgenommen wird oder ob mit abgegrenzten und unterschiedlich großen Gebieten vorgegangen wird.

Auf diese Weise wird eine räumliche Hierarchie und Konnektivität von Gebietssystemen verfolgt, wie sie für Mitteleuropa mehrfach gefordert wurde (BLAB 1992, ERZ 1994, JEDICKE 1994, BROGGI 1996), aber in der Praxis bislang bestenfalls in ersten Ansätzen besteht.

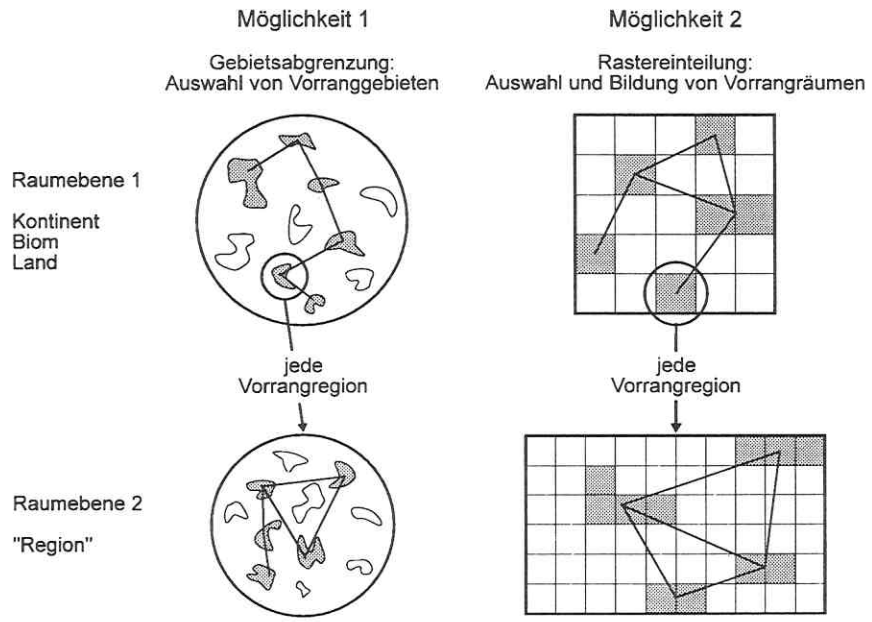


Abbildung 39: Räumliche Anwendungsprinzipien: Auswahl von Vorrangflächensystemen auf mindestens zwei verknüpften Raumebenen und mit verschiedenen Möglichkeiten der Einteilung von Grundmengen.

Linien zwischen ausgewählten Objekten symbolisieren die Komplementarität im Sinne des definierten Systemcharakters.

(1) Ermittlung von Vorrangregionen innerhalb sehr großer Bezugsräume
- Globaler / Kontinentaler / Nationaler / Landesweiter Bezugsraum:

Es ist ein sinnvolles Grundprinzip, zunächst von der größtmöglichen Raumebene auszugehen und darin wichtige Räume für Naturschutz zu identifizieren. Damit werden falsche Prioritensetzungen durch Detailbetrachtung eines „ad hoc" ausgewählten Raumes vermieden.

Auf globaler Raumebene bieten sich Anwendungsmöglichkeiten für die Bildung eines Netzes von **Biosphärenreservaten** und **Nationalparken** an: Während Biosphärenreservate definitionsgemäß bereits nach Repräsentanzkriterien und großräumigen Bezugsräumen ausgewählt werden sollten und ein weltweiter Systemcharakter angestrebt wird (DEUTSCHES NATIONALKOMITEE 1996, ERDMANN 1996), bestehen für Nationalparke keine Kriterien für einen überregionalen Systemcharakter, der aber gerade für diese Naturgebiete erforderlich wäre (nach z.B. SCHERZINGER 1996, DIEPOLDER 1997). Für Biosphärenreservate kann mit den entwickelten Auswahlmethoden der weltweite Systemcharakter überprüft und das Netz der Biosphärenreservate gezielt ergänzt werden; für Nationalparke kann ein Systemcharakter, der sich mindestens auf Kontinente beziehen soll, neu hergestellt und iterativ verbessert werden.

Es bestehen bereits andere Anwendungsbeispiele, die bedeutensten **Regionen zur Erhaltung der weltweiten Biodiversität** zu einem System zusammenzuführen: Auf Basis weltweiter Verbreitungsdaten bestimmter Tiergruppen (Taxa) werden zunächst die Regionen mit endemischen Arten selektiert und weitere Regionen mittels iterativer Algorithmen zu einem Mindestsystem zur Erhaltung bestimmter Taxa zusammengeführt (VANE-WRIGHT ET AL. 1991, BIBBY 1998). In diesem Sinne wird exemplarisch von PRESSEY & NICHOLLS (1989a) ein Mindestsystem von Regionen selektiert, die für die Schmetterlingsgruppe der Monarchfalter (Lepidoptera: Danainae) besonders zu beachten sind (entspricht Betrachtung nur eines Teilzieles). Für solche Anwendungen kann mit den hier erarbeiteten methodischen Erweiterungen (Einbeziehung von Rangfolgen) die bisherige Auswahl überprüft und verbessert werden.

Die Auswahl von **FFH-Gebieten innerhalb der Europäischen Union** ist ebenfalls dem Repräsentanzprinzip verpflichtet (SSYMANK 1995): Unter dem programmatischen Titel „Natura 2000" soll ein Netz von Vorranggebieten für den Schutz von Pflanzen, Tieren und ihren Lebensräumen ausgewählt werden (FFH-Richtlinie = Fauna-,Flora,Habitat-Richtlinie). Nachdem hierzu nationale Gebietsvorschläge derzeit zusammengefaßt werden (RÖDIGER-VORWERK 1998), wird zukünftig ein Vorgehen vorteilhaft sein, mit dem ein Systemcharakter auf effektive Weise erreicht werden kann.

Wichtig ist dabei, daß eine **Orientierung an großen naturräumlichen Grenzen** (z.B. Biome) stattfindet und nicht allein an Verwaltungsgrenzen (z.B. Nationengrenzen). Die FFH-Richtlinie ist in dieser Hinsicht ein akzeptabler Kompromiß, da einerseits die Außengrenzen der Mitgliedsstaaten als sehr weite politische Genze gewählt wird, aber innerhalb dieses fast kontinentalen Bezugsraumes große naturräumliche Zonen als Bezugseinheiten herangezogen werden (SSYMANK 1995).

Die reine Orientierung an **Bundeslandgrenzen** in Deutschland, die durch die Rechtshoheit der Länder bei der Auswahl von gesetzlichen Schutzgebieten für Naturschutz bedingt ist, kann demnach zu Fehlschlüssen führen. Dennoch werden mit Bezug auf die deutschen Bundesländer große Vorrangräume und Vorrangregionen abgegrenzt, die für Naturschutz besonders relevant sind. So ermitteltelten z.B. für Baden-Württemberg KRAHL & MARX (1996) „Modellregionen" für großflächigen Naturschutz, sowie WALTER ET AL. (1998) große Vorrangräume speziell für Artenschutz. Für Hessen schlägt FRÖHLICH (1997) spezielle Vorrangregionen zum Tierartenschutz vor. Diese Regionsauswahl innerhalb von Bundesländern kann bis zum Abgleich an größeren Bezugsräumen mit den hier entwickelten Methoden derart überprüft und optimiert werden, daß ein Systemcharakter erreicht wird. Mit Orientierung an größeren (kontinentalen) Einheiten soll dann wiederum das bundeslandspezifische Regionsnetz überprüft und angepaßt werden.

(2) Ermittlung von Vorranggebieten in regionalen Bezugsräumen:

Innerhalb der herausgestellten Vorrangregionen muß zum Schutz der relevanten Attribute ein detailliertes Vorrang- und Schutzgebietssystem selektiert werden: Beispielsweise innerhalb von Biosphärenreservaten und sehr großen FFH-Gebieten ist ein System von strenger geschützten Kernzonen und Naturschutzgebieten erforderlich (SSYMANK 1995, ERDMANN 1996), ebenso innerhalb von Schwerpunktregionen weltweiter Biodiversität die Etablierung eines detaillierten Schutzgebietsnetzes (VANE-WRIGHT ET AL. 1994, TRINDER-SMITH ET AL. 1996). Eine Ausnahme bilden nur Nationalparke, die per Definition in sich einheitliche Gebiete ohne nennenswerte Untergliederungen und nur mit groben Zonierungen darstellen (SCHERZINGER 1990).

In Deutschland gibt es **bundeslandspezifische Gesetzesvorgaben**, nach denen landesweite Biotopverbund- und Schutzgebietsnetze für Natur und Landschaft zu sichern und zu entwickeln sind (z.B. novellierte Naturschutzgesetze Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt). Gerade nach diesem neuen gesetzlichen Rahmen wird die Auswahl von Vorranggebietssystemen zu einer großräumigen, aktuellen Praxisaufgabe, mit der wesentliche Teilbeiträge zur Erhaltung von Lebensräumen und Organismenarten

möglich sind. Mit den hier entwickelten Methoden werden methodische Instrumente bereitgestellt, um einen Systemcharakter der Auswahl und Sicherung von **Naturschutzgebieten** zu gewährleisten, im Gegensatz zur früheren „ad hoc"-Auswahl oder ausschließlichen Einzelgebietsbewertungen mit additiver Hinzunahme von Gebieten. Bestehende Gebietssysteme aus „Naturschutzgebieten", „Landschaftschutzgebieten", „flächenhaften Naturdenkmalen" und „geschützten Landschaftsbestandteilen" sollen überprüft und systembezogen ergänzt werden.
Die in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig weiter entwickelten Methoden sind mit ähnlichen Bewertungsregeln auch auf **andere Bergbauregionen** übertragbar, in denen Vorranggebietssysteme etabliert werden sollen (z.B. Lausitzer Revier: FIB 1996, WIEGLEB 1996; Sachsen-Anhalter Bergbaureviere außerhalb des Südraumes Leipzig: KOECK 1998a; auch für Bergbaufolgelandschaften in Tschechien und Polen prinzipiell möglich). Dort sind grundsätzlich gleiche Naturschutzziele relevant und der hier konkretisierte methodische Rahmen der Zielbestimmung kann ohne große Abänderungen angewandt werden. Naturgemäß werden danach in anderen Bergbauregionen aber andere Attribute (z.B. Zielarten) für die einzelnen Teilziele abgeleitet.

Die Entwicklung von Vorranggebietssystemen für einzelne Lebensraumbereiche ist ein weiteres aktuelles Anliegen naturschutzfachlicher Planungen, das meist im Zuständigkeitsbereich der Obersten Landesbehörden liegt. Zwei Anwendungsmöglichkeiten werden beispielhaft genannt:
In Netzen von **Naturwaldreservaten** sollen alle natürlicherweise vorkommenden Waldtypen repräsentiert werden (STURM 1993, SCHERZINGER 1996): Nach dem Repräsentanzprinzip werden dazu geeignete Gebiete derart ausgewählt daß ein Systemcharakter zur Repräsentanz jeder Waldgesellschaft gewährleistet wird. Als normative Randbedingung sollen nach SIMBERLOFF (1994) Mindestgrößen vor einer Selektion festgelegt werden. Unterschiedliche Waldgesellschaften (direkte Bewertung) und die sie bestimmenden Standorte (indirekte Bewertung: Klima, Boden, Geologie in verschiedener Kombination) sind geeignete Attribute, die zu repräsentieren sind (z.B. Ansätze für Hessen von ALTHOFF ET AL. 1993). Mit den entwickelten Methoden kann nun die bisherige Gebietsauswahl, die meist auf Einzelgebietsbewertungen aufbaute, überprüft und ggf. abgeändert werden.
In Nordrhein-Westfalen wurden Vorrangregionen für großflächigen **Feuchtgrünlandschutz** ermittelt. Darin sollten nun in Kombination mit Effizienzkontrollen besonders relevante Gebiete identifiziert werden (MICHELS & WEISS 1996). Auf Grundlage der bereits abgegrenzten Vorrangräume kann daraus ein Mindestsystem identifiziert werden, das die Prioritätensetzung für Fördermittelvergaben leitet und einen erwünschten Systemcharakter gewährleistet. Mögliche Attribute sind dabei verschiedene Wiesenvögel und Grünland-Pflanzengesellschaften.

8.3 Folgerungen zur Anwendung des methodischen Rahmens – ein Ausblick für verbesserte Naturschutzplanungen

(1) Verfolgung von Repräsentanz im Naturschutz und Konkretiserung der Ziele

Das Ziel einer Repräsentanz vieler Naturgüter ist seit langem ein anerkanntes Naturschutzziel und ein wichtiger Wertmaßstab (Übersicht z.B. KAULE 1991, AUSTIN & MARGULES 1994). Doch die Repräsentanz aller unterscheidbaren Naturgüter wurde zugunsten eines Blickwinkels nur auf einzelne, besonders seltene oder attraktive Schutzgüter gerade in Mitteleuropa vernachlässigt (ERZ 1994). Die Begründung von Gebietssystemen und die dazu weiterentwickelten Auswahlmethoden erfordern nun eine explizite Verfolgung des Repräsentanzprinzipes.
Während in der Vergangenheit nur unscharfe Zielformulierungen gegeben wurden, sind als zukünftige verstärkte Aufgabe der Naturschutzplanung genaue Zieldefinitionen und Attributeinteilungen notwendig, mit denen alle zu repräsentierenden Merkmale herausgearbeitet werden sollen.

(2) Notwendigkeit gleichmäßiger Datenerhebungen

Voraussetzung für eine sinnvolle Gebietsauswahl ist die Verfügbarkeit einer annähernd gleichen Datenlage und -tiefe in den zur Auswahl stehenden Objekten im Bezugsraum.

Derzeit werden aber nur wenige Datenerhebungen gleichmäßig über größere Bezugsräume durchgeführt, z.B. Biotopkartierungen, Monitoring-Programme für umweltchemische Parameter und einige Organismenarten (Übersichten z.B. in KAULE 1991, PLACHTER 1991). Solche Grunderhebungen umfassen nur einen kleinen Teil möglicher Schutzgüter, obwohl auch Methoden zur Erfassung bislang vernachlässigter Schutzgüter bestehen (z.B. ALLEN 1989 für Bodentiere in Renaturierungsgebieten, BENKING & LESSING 1989 für landschaftsökologische Parameter in großräumigen Einheiten, JUNGBLUTH ET AL. 1995 für Wirbellosekartierungen innerhalb eines Europäischen Erhebungsprogrammes). Darüber hinaus werden Detailerhebungen nur für einzelne Gebiete bei besonderen Problemstellungen (z.B. geplante Eingriffe) durchgeführt. Demnach bestehen teilweise erhebliche Kenntnisdefizite und ein heterogener Kenntnisstand über die Verteilung der Biodiversität (BIBBY 1998).

Vor diesem Hintergrund und nach der Prüfung und Weiterentwicklung der Auswahlmethoden müssen zur sinnvollen Vorrangflächenauswahl drei Ebenen der Datenerhebung verstärkt erfolgen:

- Nach Festlegung von Naturschutzzielen und ihren Attributen (Schutzgütern) müssen **speziell diese Attribute** im Bezugsraum gleichmäßig, aber mit größtmöglicher Informationstiefe erhoben werden.

- Bei aufwendig zu erfassenden Attributen wie Tierarten sind **Extrapolationsmodelle** (hier z.B. Habitatmodelle) erforderlich, mit denen bei verringertem Aufwand für viele Flächen zuverlässig relevante Attributausprägungen erhoben werden können. Von AUSTIN & MARGULES (1994), LESICA (1993) und STRITTHOLT & BOERNER (1995) wurden Beispielansätze vorgestellt, wie über die Kombination von einfach erhebbaren Umweltfaktoren das Vorkommen von zu repräsentierenden Pflanzengesellschaften als Attribute vorhergesagt werden kann. Zur Entwicklung zumindest grober Habitatmodelle, die iterativ verbessert werden müssen, kann auch die Auswertung bestehender Artkartierungen geprüft werden (HENLE 1994). Dann können anhand **spezieller Stellvertreter-Variablen** gezielt weitere, aber flächenrepräsentative Datenerhebungen durchgeführt werden.

- Parallel ist eine anhaltende und verstärkte Verfolgung von (großräumigen) **Grundinventarisierungen, Monitoring-Programmen und Routinekartierungen** wichtig: Neben wichtigen Daten zu Attributvorkommen können bisherige Naturschutzziele im großräumigen Vergleich überprüft und ggf. korrigiert werden. Mit der Aufgabenstellung der Erstellung und Sicherung von Gebietssystemen erhalten also bereits eingeführte Inventarisierungsmethoden (Art- und Biotopkartierungen) und Routineprogramme eine noch größere Bedeutung.

(3) Flexibilitäten und ihre Einbindung in Recht und Verwaltung des Naturschutzes

Zur Gewährleistung der wichtigen naturschutzfachlichen Flexibilitäten in einem Gebietssystem sind rechtliche Umsetzungsmöglichkeiten neu zu schaffen:

- **„Schutzgebiete auf Zeit":** Schutzgebiete sollen zeitlich begrenzt festgesetzt werden und danach ggf. aufgelöst werden können. Dieses wird beispielsweise dadurch begründet, daß einige Tierarten zeitlich nur begrenzt in bestimmten Räumen auftreten und mit ihrer Lebensraumfläche (nur) zeitweise (wenige Jahre) besonders schutzbedürftig sind, bevor sie wiederum neue Räume besiedeln. In ihrer mehrjährigen Anwesenheit muß ihr jeweiliger Lebensraum geschützt werden, nachdem spezielle Zugriffsregelungen des Artenschutzrechtes dazu oft nicht ausreichen (JESSEL 1998). Diese Möglichkeit wird ganz besonders für technogene Pionierstandorte, z.B. offene

Bergbaufolgelandschaften, gefordert (BEZZEL 1994 für den Flußregenpfeifer, RINGLER 1995 für zeitweise Ausbreitungszentren von Organismenarten in Bayern, TISCHEW 1998 für temporäre Sukzessionsschutzzonen in anhaltinischen Tagebaubereichen). Auch die Auflösung von solchen Schutzgebieten soll prinzipiell möglich sein, sofern der ursprüngliche Schutzzweck nicht mehr besteht und wiederherstellbar ist, sowie ein anderer Schutzzweck nicht sinnvoll ist. Zeitweise von wertgebenden Tierarten (z.B. Zielarten) unbesiedelte Gebiete müssen aber als Schutzgebiete bestehen bleiben, wenn sie eine zukünftige Lebensraumeignung wieder erhalten können und innerhalb eines Gebietssystemes oder einer Metapopulation nur zeitweise unbesiedelt sind (vgl. BERGER ET AL. 1995, FRANK & BERGER 1996, HANSKI 1996). Der Forderung von „Schutzgebieten auf Zeit" steht die gegenwärtig geringe Akzeptanz von Naturschutz gegenüber (BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ 1995), so daß die wenigen, mühsam gesetzlich geschützten Naturschutzflächen selbst bei unumkehrbarem Werteverfall aus psychologischen Gründen nicht aufgegeben werden.

- Wenn bestimmte Erhaltungsziele in Vorrangräumen im Vordergrund stehen, so ist die allmähliche **räumliche Verlagerung von Schutzgebieten** innerhalb eines Raumes zu ermöglichen. Dieses ist dann sinnvoll, wenn Biotoptypen, Pflanzengesellschaften oder Zielarten an bestimmte Sukzessionsphasen gebunden sind, die sich innerhalb größerer Räume oder entlang sich verschiebender Gradienten (z.B. Randbereiche von Tagebauen) verlagern.

- Weiterhin müssen langfristig **unveränderliche Schutzgebiete** für Erhaltungsziele, besonders aber für Prozeßschutz möglich sein (vgl. z.B. SCHERZINGER 1996, PIETSCH 1998b). Speziell für Prozeßschutz sind neue, gesetzliche Schutzgebietstypen außerhalb von Nationalparken zu ermöglichen, in denen keine Bestimmung von Erhaltungszielen erforderlich ist (SSYMANK 1997).

Auf die Verwaltungstellen von Naturschutz kommen verstärkte Koordinationsaufgaben zur Gewährleistung von Flexibilität zu:
Vorranggebietssysteme erfordern eine **andauernde Betreuuung** und **Koordination**, da Erfolg, Neuberechnungen und Ergänzungen regionsbezogen und koordiniert geprüft und bearbeitet werden müssen. Die Zielerfüllung, Effizienz, Flexibilität und Explizitheit des Mindestsystemes müssen ständig gesichert und iterativ verbessert werden. Für unersetzbare Kernräume sind gesetzliche Schutzgebiete festzusetzen und gemäß der spezifischen Aufgaben der einzelnen Gebiete ggf. Pflege- und Entwicklungspläne aufzustellen, zu kontrollieren und zu korrigieren. Die Erfüllung der genannten Aufgabenbereiche stellen eine deutliche Erweiterung der Anforderungen an bestehende Abteilungen dar, die bislang für Schutzgebiete zuständig sind.
Sinnvollerweise sollen solche Koordinations- oder Steuerstellen an denjenigen Institutionen angesiedelt werden, die für Schutzgebietausweisungen im Bezugsraum bereits zuständig sind: z.B. in Sachsen das „Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie", für Naturräume Westsachsens das zuständige Regierungspräsidium bzw. die beigeordnete Fachbehörde „Staatliches Umweltfachamt" in Leipzig. Bei länderübergreifenden Regionen wie dem Südraum Leipzig soll eine enge Abstimmung zwischen den jeweiligen Verwaltungen stattfinden oder eine neue Koordinationsstelle (Arbeitskreis) geschaffen werden.

9 Literatur

* = neben Einarbeitung in die Arbeit auch spezielle Auswertung für Tabelle 24 (Querschnittsauswahl und Auflistung gebräuchlicher Wertmaßstäbe)

ABN (1982): Bodenabbau und Naturschutz. - in: ABN (Hrsg.): Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 32: 136 S.

ABO-RADY, M. & WEISE, A. (1995): Braunkohlenbergbau und Rekultivierung in Sachsen. - LFUG-Berichte 2/1995 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden): 36- 42.

ABRECH, J.-P. & BAUER, S. (1997): Vergleich der Strategien der Sanierung und Renaturierung devastierter Braunkohlegebiete unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten. - unveröffentlichter Abschlußbericht, Professur für Projekt und Regionalplanung der Universität Gießen, im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (F+E-Vorhaben, FKZ 801109001).

ALTHOFF, B., HOCKE, R., WILLIG, J. (1993): Naturwald-Reservate in Hessen 2. Waldkundliche Untersuchungen, Grundlagen und Konzept. – Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 25: 170 S.

ALLEN, N.T. (1989): A methodology for collecting standardized biological data for planning and monitoring reclamation and rehabilition programmes. - in: MAJER, J.D. (Hrsg.): Animals in primary succession, Cambridge University Press: 179-205.

ALTMOOS, M. (1994): Entwicklung eines Verfahrens zur naturschutzfachlichen Bewertung von Hecken in Mittelhessen. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Fachgebiet Naturschutz, Philipps-Universität Marburg, 218 S.

ALTMOOS, M. (1996): Bedeutung, Habitatqualitäten und Bewertung mittelhessischer Hecken für Vögel mit Folgerungen für die Naturschutzpraxis im Agrarraum. – Vogelkundliche Berichte Marburg-Biedenkopf 13/1994: 164-187.

ALTMOOS, M. (1997): Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz. Modellregion Biosphärenreservat Rhön. – Verlag der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON), Echzell, 235 S.

ALTMOOS, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten - dargestellt am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön. - Laufener Seminarbeiträge 8/98: 127-156.

ALTMOOS, M. & DURKA, W. (1996): Wiederfund des regional verschollenen Tagfalters 'Kleiner Waldportier' *Hipparchia hermione* (LINNAEUS, 1764) in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig (Lepidoptera, Satyridae). -. Veröffentlichungen Naturkundemuseum Leipzig 15: 114-117.

ALTMOOS, M. & DURKA, W. (1998): Prozeßschutz in Bergbaufolgelandschaften. Eine Naturschutzstrategie am Beispiel des Südraumes Leipzig. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 291-297.

ALTMOOS, M., DURKA, W., KRUG, H., HENLE, K. (1997): Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig – eine Übersicht. – in: ARNDT, U., BÖCKER, R. KOHLER, A. (Hrsg.): Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft, Verlag G. Heimbach, Ostfildern; Hohenheimer Umwelttagung 29: 281-286.

ANL (Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, 1994): Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. - ANL-Verlag, Laufen, 2. Auflage, 125 S.

APPELT, M. (1996): Elements of population vulnerability of the blue-winged grasshopper, *Oedipoda caerulescens* (LINNAEUS, 1758). - in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht: 320 -323.

ARNDT, E. & PELLMANN, H. (1997): Laufkäfer auf Renaturierungsflächen im Tagebau-Randgebiet südlich von Leipzig. - Veröffentlichungen Naturkundemuseum Leipzig 15: 92-109.

ARNOLD, M., PAULUSSEN, S., SCHMIDT, R. (1995): Deutsche Nationalparke im Urteil von Besuchern und Einheimischen. – Nationalpark 86: 26-29.

ARNOLD, P. & FRIELING, F. (1990): Bergbaufolgelandschaft und ihre Vogelwelt am ehemaligen Tagebau Borna-Ost. - Mauritiana 12: 555-560.

AUSTIN, M.P. & MARGULES, C.R. (1994): Die Bewertung der Repräsentanz. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 48-65.*

BARTHEL, H., SCHUBERT, A., WÜNSCHE, M. (1965): Zur Wiederurbarmachung der Halde Espenhain. – Wissenschaftliche Zeitschrift Technische Universität Dresden 14: 505-520.

BAST, H.-D. (1986): Zur Schätzung der Bestandsgröße bei Amphibien. – Feldherpetologie 1986: 9- 22.

BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. - G. Fischer, Jena, Stuttgart, 502 S.

BASTIAN, O. & RÖDER, M. (1996): Beurteilung von Landschaftsveränderungen anhand von Landschaftsfunktionen. Untersuchungen am Beispiel zweier Testgebiete im sächsischen Hügelland. - Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 302-312.*

BAUER, G. (1998): Naturschutz- und Landschaftsschutzgebiete. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Heidelberg, New York: 426-431.*

BAUER, H.J. (1970): Untersuchungen zur biozönologischen Sukzession im ausgekohlten Kölner Braunkohlerevier. - Natur und Landschaft 45: 210-215.

BEDWARD, M., PRESSEY, R.L., KEITH, D.A. (1992): A new approach for selecting fully representative reserve networks: adressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. - Biological Conservation 62: 115-125. *

BEER, W.-D. (1955): Beiträge zur Kenntnis der pflanzlichen Wiederbesiedlung von Halden des Braunkohlentagebaus im nordwestsächsischen Raum. - Wissenschaftliche Zeitschrift Karl-Marx-Universität Leipzig 5: 207-211.

BEER, W.-D. (1964): Die Vogelwelt des Braunkohlenbergbaugeländes im Süden von Leipzig. - Abhandlungen und Berichte aus dem Staatlichen Museum für Tierkunde in Dresden 26: 305-317.

BEER, W.-D. (1984): Die Hochhalde Espenhain nach 25 Jahren - ein Vergleich von Vegetationsentwicklung und Brutvogelbestand. - Actitis 23: 43-49.

BEINLICH, B., HERING, D., PLACHTER, H. (1995a): Ist die natürliche Sukzession eine Entwicklungsalternative für die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb? - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83: 311 -336.

BEINLICH, B., HERING, D., PLACHTER, H. (1995b): Ein standardisiertes Bewertungsverfahren für die Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83: 425-439.

BEIRAT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE BEIM BMU (1995): Zur Akzeptanz und Durchsetzbarkeit des Naturschutzes. - Natur und Landschaft 70: 51-61.

BELBIN, L. (1993): Environmental representativeness: regional partitioning and reserve selection. - Biological Conservation 66: 223-230.*

BELLMANN, A. (1996): Die Bedeutung der naturschutzrelevanten Zonen im Tagebau Borna-Ost/Bockwitz für den Arten- und Biotopschutz. Konzeption zur Entwicklung eines Naturschutzgebietes unter besonderer Beachtung natürlicher Sukzessionsflächen. – unveröffentlichte Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 97 S.

BELLMANN, H. (1993): Heuschrecken. Beobachten - bestimmen. – Naturbuch-Verlag, Augsburg, 2. Auflage, 349 S.

BENTHAM, H., HARRIS, J.A., BIRCH, P., SHORT, K.C. (1992): Habitat classification and soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physico-chemical charakteristics. - Journal of applied ecology 29: 711-718.

BENKING, H. & LESSING, H. (1989): Large scale biomonitoring for restoration. A new geo-biosphere data aquisition, analysis, documentation and procession concept. – Geoökodynamik 10: 277-290.

BERGER, U., FRÖBE, H., HOHMANN, R., JETSCHKE, G. (1995): Können Island-Habitate Populationen auf bedrohten Mainlands retten? - Ein Modell zu einem Fallbeispiel. - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 24: 193-200.

BERKNER, A. (1989): Braunkohlenbergbau, Landschaftsdynamik und territoriale Folgewirkungen in der DDR. - Petermanns Geographische Mitteilungen 3/89: 173-190.

BERKNER, A. (1997): Die Berücksichtigung von Naturschutzaspekten bei der Braunkohlenplanung für Tagebaue in Westsachsen. - in: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Naturschutz in Bergbauregionen. Umsetzung von Naturschutzstrategien im Braunkohlebergbau: 89- 98.

BERKNER, A. (1998): Naturraum und ausgewählte Geofaktoren im Mitteldeutschen Förderraum - Ausgangszustand, bergbaubedingte Veränderungen, Zielvorstellungen. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz. Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 767-779.

BERNHARDT, A. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke. – Sächsische Heimatblätter 4, 42 S.

BEZZEL, E. (1994): Anhalten oder Laufenlassen? Artenschutz in kurzlebigen Sukzessionsstadien. - Vogel und Umwelt 8: 73-81.

BIBBY, C.J. (1998): Selecting areas for conservation. - in: SUTHERLAND, W.J. (Hrsg.): Conservation Science and Action, Blackwell, Oxford: 176-201.

BIBBY, C.J., BURGESS, N.D., HILL, D.A. (1995): Methoden der Feldornithologie. – Neumann, Radebeul, 270 S.

BISCHOFF, U. & LINKE, S. (1997): Von der Industrieregion zum Sanierungsgebiet – Ein regionaler Arbeitsmarkt in Veränderung. – in: Ring, I. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen - Eine Chance für den Südraum Leipzig? Teubner, Stuttgart, Leipzig: 138-167.

BITZ, A. & SCHADER, H. (1996): Laubfrosch. – in: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R., VEITH, M. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz Rheinland-Pfalz: 231-248.

BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R., VEITH, M. (1996): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz Rheinland-Pfalz, 2 Bände, 864 S.

BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Kilda-Verlag, Greven, 3. Auflage, 160 S.

BLAB, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. - Natur und Landschaft 67: 419-424.

BLAB, J.(1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24, Kilda-Verlag, Greven, 4. Auflage: 1-479.

BLAB, J., KLEIN, M., SSYMANK, A. (1995): Biodiversität und ihre Bedeutung für die Naturschutzarbeit. – Natur und Landschaft 70: 11-18.

BLUMRICH, H., FROMM, H., VORWALD, J., SCHULZ, F., WIEGLEB, G. (1995): Naturschutzziele in der Bergbaufolgelandschaft - Utopie und Realität. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 7: 104-116.

BOCK, E. (1930): Vogelbeobachtungen im Kohleschacht Böhlen bei Leipzig. – Gefiederte Welt 59: 129-155.

BORGULA, A. (1990): Naturschutzorientierte Untersuchungen beim Laubfrosch (*Hyla arborea* L.): Bestandsentwicklung, Laichhabitat, Verhalten während der Laichperiode, Gefährdung und Schutz. - Lizentiatsarbeit an der Ethologischen Station Hasli, Abteilung Sozial- und Nutztierethologie, Zoologisches Institut der Universität Bern, unveröffentlicht, 104 S.

BRADSHAW, A. (1997): Restoration of mined lands - using natural processes. - Ecological Engineering 8: 255-269.

BRECKLING, B. & REICHE, E.-W. (1996): Modellierungstechniken in der Ökosystemforschung - eine Übersicht. - EcoSys-Beiträge zur Ökosystemforschung 4: 17-26.

BREUER, W. (1993): Grundsätze für die Operationalisierung des Landschaftsbildes in der Eingriffsregelung und im Naturschutzhandeln insgesamt. - NNA-Berichte 6 (Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen): 19-24.

BRINKMANN, R., BRAUNS, C., JEBRAM, J., NIERMANN, I. (1998): Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung - Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminden. - Laufener Seminarbeiträge 8/98: 69-93.

BRÖRING, U., SCHULZ, F., WIEGLEB, G. (1995): Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4: 176-178.

BROGGI, M.F. (1996): Von der Insel zur Fläche. Neue Strategien zur Umsetzung von großflächigen Naturschutzzielen in Kulturlandschaften. - in: BÜCHI, H., HUPPENBAUER, M. (Hrsg.): Autarkie und Anpassung. Zur Spannung zwischen Selbstbestimmung und Umwelterhaltung, Westdeutscher Verlag, Opladen: 167-186.

BROZIO, F. (1997): Naturerhaltung und Naturentwicklung in der Bergbauregion Weißwasser - Entwicklung einer Naturschutzstrategie. - in: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Naturschutz in Bergbauregionen. Umsetzung von Naturschutzstrategien im Braunkohlebergbau: 20-32.

BRUCKHAUS, A. & DETZEL, P. (1997): Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen. Ein Beitrag zur Objektivierung des Instrumentes der Roten Listen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 138-145.

BRÜNING, E., UNGER, H., DUNGER, W. (1965): Untersuchungen zur Frage der biologischen Aktivität alttertärer Rohbodenkippen des Braunkohlentagebaus in Abhängigkeit von Bodenmelioration und Rekultivierung. – Zeitschrift für Landeskultur 6: 9-38.

BUCHWEITZ, M. (1993): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) (Orthoptera: Saltatoria) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. – Articulata 8: 39-62.

BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (1994): SPSS für Windows 6. Praxisorientierte Einführung in die moderne Datenanalyse. – Addison-Wesley, Bonn, 503 S.

CARL, M. & JESSEL, B. (1998): Strukturierte Bibliographie „Zielarten - Leitarten - Indikatorarten" - eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen. - Laufener Seminarbeiträge 8/98: 229-273.

CHRISTALLER, J. (1984): Beobachtungen an Laichplätzen von Wechselkröte und Laubfrosch. - Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 139: 115-121.

CHRISTEN, M. (1997): Naturlandschaft Sihlwald - Denkpause in einer Agglomerationslandschaft. - Laufener Seminarbeiträge 1/97: 75-80.

CHURCH, R.L., STOMS, D.M., DAVIS, F.W. (1996): Reserve selection as a maximal covering location problem. - Biological Conservation 76: 105-112.

CLAUSNITZER, H.-J. (1996): Entwicklung und Dynamik einer künstlich wiederangesiedelten Laubfrosch-Population. Ein Beispiel für die Bedeutung des Prozeßschutzes. - Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 69-75.

COCKS, K.D. & BAIRD, I.A. (1989): Using mathematical programming to adress the multiple reserve selection problem – an example from the Eyre Peninsula, South Australia. – Biological Conservation 49: 113-130.

CONWENTZ, H. (1904): Die Gefährdung der Naturdenkmäler und Vorschläge zu ihrer Erhaltung. – Verlag Borntraeger, Berlin, 82 S.

CSUTI, B., POLASKY, S., WILLIAMS, P.H., PRESSEY, R.L., CAMM, J.D., KERSHAW, M., KIESTER, A.R., DOWNS, B., HAMILTON, R., HUSO, M., SAHR, K. (1997): A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. – Biological Conservation 80: 83-97. *

CUADRA, M., BODENBACH, C., WEISBACH, R., TOYKA, R. (1993): Bitterfeld: Braunkohlebrachen - Probleme, Chancen, Visionen. - Prestel, München, 148 S.

DARMER, G. (1953): Hochhalde Espenhain, eine offene Wunde der Landschaft. - Natur und Heimat (Dresden) 4: 110-113.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE für das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre (MAB)" (1996): Kriterien für Anerkennung und Überprüfung von Biosphärenreservaten der UNESCO in Deutschland. - Bundesamt für Naturschutz, Bonn, unveröffentlicht, 72 S.

DIAMOND, J. (1986): The design of a nature reserve system for Indonesian New Guinea. - in: SOULE, M. E. (Hrsg.): Conservation Biology, Sinauer, Sunderland: 485-503.*

DIEPOLDER, U. (1997): Die Rolle der Nationalparke in Deutschland vor dem Hintergrund der aktuellen Wildnis-Diskussion. - Laufener Seminarbeiträge 1/97: 45-56.

DIESENER, A. & SYKORA, W. (1990): Landschaftspflege und Braunkohlenbergbau. Übersicht und Daten zur Entwicklung der Braunkohlenindustrie unter besonderer Berücksichtigung der Reviere Meuselwitz und Borna. – Mauritiana 12/3: 425-443.

DIXON, K.R. & CHAPMAN, J.A. (1980): Harmonic mean measure of animal activity areas. – Ecology 61: 1040-1044.

DONATH, H. (1986): Verbreitung und Ökologie der Sandlaufkäfer (Coleoptera, Cicindelidae) in der nordwestlichen Niederlausitz. - Biologische Studien im Kreis Luckau 15: 28-34.

DONATH, H. (1987): Die Besiedlung von Gewässern im rekultivierten Gebiet des ehemaligen Tagebaues Schlabendorf-Nord (Bezirk Cottbus) durch Odonaten. - Entomologische Nachrichten und Berichte 31: 37-43.

DONATH, H. (1990): Zur Entomofauna von Tagebaurandzonen in der nordwestlichen Niederlausitz. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 64: 69-72.

DONATH, H. (1994): Möglichkeiten des Naturschutzes und der Landschaftsentwicklung während der Bergbausanierung. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2/1994: 16-19.

DORSCH, H. & DORSCH, I. (1968): Avifaunistische Untersuchungen im Braunkohletagebau Kulkwitz. 1. Mitteilung: Struktur und Entwicklung der Avifauna. - Mitteilungen der Interessengemeinschaft Avifauna der DDR 1: 51-79.

DORSCH, H. & DORSCH, I. (1969): Avifaunistische Untersuchungen im Braunkohlentagebau Kulkwitz. 2. Mitteilung: Abhängigkeit der Ergebnisse der Siedlungsdichteuntersuchungen von der Zeit der Bestandsaufnahmen. - Der Falke 16: 296-302.

DORSCH, H. & DORSCH, I. (1979): Die Vogelwelt natürlich bewachsener Braunkohletagebaue. 3. Mitteilung aus dem Braunkohletagebau Kulkwitz. - Beiträge zur Vogelkunde 25: 257-329.

DORSCH, H. & DORSCH, I. (1989): Analyse der Entwicklung von Vegetation und Avifauna in Tagebaugebieten bei Leipzig. – Dissertation, Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz, Halle, 124 S.

DREBENSTEDT, C. (1995): Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes bei der Planung von Bergbaufolgelandschaften in der Lausitzer Braunkohle AG. - Brandenburgisch Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 7/1995: 17-33.

DRL (Deutscher Rat für Landespflege, Hrsg., 1983): Integrierter Gebietsschutz. - Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege 41: 42-57.

DUNGER, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohletagebaus. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 43: 1-256.

DUNGER, W. (1989): The return of soil fauna to coal mined areas in the German Democratic Republic - in: MAJER, J.D. (Hrsg.): Animals in primary succession, Cambridge University Press: 307 –337.

DUNGER, W. (1990): Ökologische Grundlagen der Besiedlung der Bergbaufolgelandschaft aus bodenzoologischer Sicht. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 64: 59-64.

DUNGER, W. (1995): Schutz und Förderung von Bodentiergemeinschaften in der Bergbaufolgelandschaft. - Brandenburgisch Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 7/1995: 90- 98.

DURKA, W & ACKERMANN, W. (1993): SORT - ein Computerprogramm zur Bearbeitung von floristischen und faunistischen Artentabellen. - Natur und Landschaft 68: 16-21.

DURKA, W. & ALTMOOS, M. (1997): Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften als Teil einer nachhaltigen Landschaftsentwicklung. - in: RING, I. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen - Eine Chance für den Südraum Leipzig?, Teubner, Stuttgart, Leipzig: 52-72.

DURKA, W., ALTMOOS, M., HENLE, K. (1997a): Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften des Südraumes Leipzig unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzession. - UFZ-Bericht 22/1997, 209 S.

DURKA, W., BRÄNDLE, M., ALTMOOS, M. (1997b): Sukzession, Habitate und Schutz von Laufkäfern (Carabidae) in Braunkohlentagebauen. - Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für angewandte und allgemeine Entomologie 11: 111-114.

DURKA, W., ALTMOOS, M., HENLE, K. (1999): Entwicklung eines Netzes von Vorranggebieten für Artenschutz in der Bergbaufolgelandschaft mit iterativen Auswahlalgorithmen. - In: WIEGLEB, G. SCHULZ, F., BRÖRING, U. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode, Physica-Verlag, Berlin: 165-178.

DWORSCHAK, U. (1997): Rekultivierung im Rheinischen Revier - Ist Naturschutz möglich? - in: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Naturschutz in Bergbauregionen. Umsetzung von Naturschutzstrategien im Braunkohlenbergbau: 157-163.

EICHLER, S. & HERZOG, F. (1997): Concepts for mining landscape development in Eastern Germany with grazing animals and agroforestry. - Proceedings XVIII International Grassland Congress, June 8-19, 1997, Canada: 151-154.

ERDMANN, K.H. (1996): Biosphärenreservate in Deutschland. Konzeption, Aufgaben, Aktueller Stand. – LÖBF-Mitteilungen 1/1996: 50-57.

ERZ, W. (1983): Artenschutz im Wandel, konkrete und quantifizierte Vorstellungen für veränderte Strategien. - Umschau 83 (11): 695-700.

ERZ, W. (1990): Naturschutzgebiete der Bundesrepublik Deutschland. Inhaltliche Ziele und Flächenanteile. – Geographische Rundschau 52 (5): 299-302.

ERZ, W. (1994): Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 131-166.

FAITH, D.P. & WALKER, P.A. (1996a): Integrating conservation and development: incorporating vulnerability into biodiversity-assessment of areas. - Biodiversity and Conservation 5: 417-429.*

FAITH, D.P. & WALKER, P.A. (1996b): Integrating conservation and development: effective trade- offs between biodiversity and cost in the selection of protected areas. - Biodiversity and Conservation 5: 431-446. *

FAITH, D.P. & WALKER, P.A. (1996c): Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of area. - Biodiversity and Conservation 5: 399-415.*

FAITH, D.P., WALKER, P.A., IVE, J.R., BELBIN, L. (1996): Integrating conservation and forestry production: exploring trade-offs between biodiversity and production in regional land-use assessment. - Forest Ecology and Management 85: 251-260.*

FAITH, D.P. & WALKER, P.A. (1997): Regional sustainability and protected areas: Biodiversity protection as part of regional integration of conservation and production. - in: PIGRAM, J., SUNDELL, R.: Selection and deloimination of parks and protected areas, University of England Press, Armidale: 127-163.*

FBM (Forschungsverbund Braunkohlenfolgelandschaft Mitteldeutschland, 1998): Zwischenbericht 1998. - unveröffentlicht, Planungsbüro OEKOCART, Halle.

FELINKS, B. & WIEGLEB, G. (1998): Welche Dynamik schützt der Prozeßschutz? Aspekte unterschiedlicher Maßstabsebenen – dargestellt am Beispiel der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. – Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 298-302.

FELINKS, B., HAHN, B., WIEGLEB, G. (1999): Vegetationstypen der terrestrischen Offenlandbereiche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 38: 43-84.

FIB (Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften Finsterwalde, 1996): Schaffung ökologischer Vorrangflächen bei der Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft. – unveröffentlichter Abschlußbericht an das BMBF (Förderkennzeichen 033 9393 A), 3 Bd, 433 S. *

FISCHER, S., POSCHLOD, P., BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. – Beihefte Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 83: 229-256.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - IHW-Verlag, Eching, 857 S.

FLADE, M. (1995): Aufbereitung und Bewertung vogelkundlicher Daten für die Landschaftsplanung unter besonderer Berücksichtigung des Leitartenmodells. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 43: 107-146.

FOG, K. (1988): Pond restorations on Bornholm. - Memoranda Society Fauna Flora Fennica 64: 143-145.

FOG, K. (1993): Migration in the tree frog Hyla arborea. - in: STUMPEL, A.H.P. & TESTER, U. (Hrsg.): Ecology and Conservation of the European Tree Frog, Proceedings of the 1st International Workshop on *Hyla arborea*, 13-14 February 1992, Potsam, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen: 55-64.

FRANK, K. & BERGER, U. (1996): Metapopulation und Biotopverbund – eine kritische Betrachtung aus der Sicht der Modellierung. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 151-160.

FREITAG, S., NICHOLLS, A.O., VAN JAARSFELD, A.S. (1996): Natur reserve selection in the Transvaal, South Africa: what data should we be using? - Biodiversity and Conservation 5: 685-698.*

FREITAG, S., VAN JAARSFELD, A.S., BIGGS, H.C. (1997): Ranking priority biodiversity areas: an iterative conservation value-based approach. - Biological Conservation 82: 263-272.

FRÖHLICH, W. (1997): Eine Artenschutzstrategie für Hessen. - unveröffentlichtes Gutachten, Regierungspräsidium Kassel & Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON), Echzell, 150 S.

FROMMOLT, K.H., GERSTENBERG, P., STEINBACH, R. (1979): Die Thränaer Lachen, ein Gebiet der Bergbaufolgelandschaft als Lebensstätte für die Vogelwelt. - Actitis 16: 56-72.

GEHLBACH, F.R. (1975): Investigation, evaluation and priority ranking of natural areas. - Biological Conservation 8: 79-88.*

GEIßLER-STROBEL, S., GRAS, J., HERBST, F. (1997): Bergbaufolgelandschaft und Naturschutz in den östlichen Bundesländern. Defizite und Lösungsansätze, dargestellt am Beispiel der Tagebauregion Goitsche bei Bitterfeld. - Natur und Landschaft 72: 235-238.

GEIßLER-STROBEL, S., BUGNER, J., FELDMANN, R., GÜNTHER, K., GRAS, J., HERBST, F., SELUGA, K. (1998): Bergbaufolgelandschaften in Ostdeutschland - durch Sanierung bedrohte Sekundärlebensräume. Vorkommen hochgradig bedrohter Tierarten im Tagebau Goitsche bei Bitterfeld. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 106-114.

GEPP, J. & HÖLZEL, H. (1996): Ameisenlöwen und Ameisenjungfern. – Die neue Brehm-Bücherei, Band 589, Westarp, Magdeburg, 108 S.

GLOWKA, B. (1995): Bryologisch-lichenologische Studien auf ehemaligen Flächen des Braunkohlentagebaus im Südraum von Leipzig. – unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Leipzig, 117 S.

GOJ, H. & FROTSCHER, W. (1998): Aufgaben, Struktur und Ziele des Einsatzes eines GIS in den Braunkohlenfolgelandschaften Mitteldeutschlands. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/1998: 5-24.

GONDOLF, S., PARDEY, A., LEMMEL, G. (1998): Landschaftsgestaltung und Entwicklung ökologisch wertvoller Bereiche. – in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 951-961.

GREBE, Planungsbüro (1995): Biosphärenreservat Rhön. Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung. – Neumann, Radebeul, 402 S.

GROßE, W.-R. (1994): Der Laubfrosch. - Die neue Brehm-Bücherei Band 615, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 211 S.

GROßE, W.-R., NÖLLERT, A., BAUCH, S. (1992): Aktivitätsverhalten und Sitzwartenwahl des Laubfrosches *Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758) in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen (BRD). - Salamandra 28: 49-60.

GÜNTHER, R. & PODLOUCKY, R. (1996): Wechselkröte. – in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, G. Fischer, Jena: 322-343.

GUTTE, P. (1966): Die Verbreitung einiger Ruderalpflanzen in der weiteren Umgebung von Leipzig. - Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Halle 6: 937-1010.

GUTTE, P. (1993): Vertiefende Untersuchung ausgewählter Biotope zur Umweltverträglichkeitsuntersuchung Neubau Kraftwerk Lippendorf. – unveröffentlichtes Gutachten, Staatliches Umweltfachamt Leipzig, 209 S.

GUTTE, P. (1995): Beitrag zur Gehölzsukzession in der Braunkohlen-Folgelandschaft südlich von Leipzig. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 27: 119-126.

HAARMANN, K. & PRETSCHER, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 39, Landwirtschaftsverlag Münster; 266 S.

HAIDACHER, S. & PAILL, W. (1990): Die Knoblauchkröte, *Pelobates f. fuscus* (Laurenti, 1768) (Anura: Pelobatidae), in der Steiermark (Österreich) – Eine Verbreitungs- und Lebensraumstudie. – Herpetozoa 3 (1/2): 3-11.

HAIDACHER, S. & FACHBACH, G. (1991): Experimentelle Säuretoleranzanalysen von Laich und Larven heimischer Amphibien. - Salamandra 29: 108-118.

HALLEY, J.M., OLDHAM, R.S., ARNTZEN, J.W. (1996): Predicting the persistance of amphibian populations with the help of a spatial model. - Journal of applied Ecology 33: 455-470.

HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. – G. Fischer, Stuttgart, 289 S.

HANSKI, I. (1996): Metapopulation Ecology. - in: RHODES, O.E., CHESSER, R.K., SMITH, M.H. (Hrsg.): Population dynamics in ecological space and time, The University of Chicago Press, Chicago, London: 13-43.

HARRIS, L.D., HOCTOR, T.S., GERGEL, S.E. (1996): Landscape processes and their significance to biodiversity conservation. - in: RHODES, O.E., CHESSER, R.K., SMITH, M.H. (Hrsg.): Population dynamics in ecological space and time, University of Chicago Press, Chicago, London: 319-347.

HAYNE, D.W. (1949): Calculation of size of home range. – Journal Mammalogica 39: 190-206.

HEIDT, E. & PLACHTER, H. (1996): Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. - Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 23: 193-252.

HEIDT, E., SCHULZ, R., PLACHTER, H. (1997): Konzept und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung, dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark; Brandenburg). - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 27: 263 -272.

HEIMBUCHER, D. (1991): Habitatansprüche des Laubfroschs *Hyla arborea arborea* (L. 1758) und praktische Konsequenzen für ein Schutzprogramm. - Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 113: 37-44.

HELMS, D. (1997): Die Entwicklung eines Habitateignungsmodells für *Conocephalus dorsalis* (Orthoptera: Tettigoniidae). - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 27: 213-218.

HEMMER, H. & KADEL, K. (1970): Zur Laichplatzwahl der Kreuzkröte und der Wechselkröte. – Aqua Terra, Bern 7: 123-127.

HENLE, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 139-153.

HENLE, K. & MÜHLENBERG, M. (1996): Area requirement and isolation: conservation concepts and application in Central Europe. – in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 111-122.

HENRY, R. & DISNEY, L. (1994): Bewertungen unter Verwendung von Wirbellosen: Ein Problemaufriß. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 236 –257.*

HERMOSILLA, W. (1980): Die Mesofauna verschieden alter Rekultivierungsflächen im Braunkohlentagebaugebiet der Ville. - Decheniana 133: 79- 83.

HEROLD, H. (1983): Synökologische Untersuchungen an Spinnen (Araneae) eines rekultivierten Braunkohlentagebaus bei Leipzig. – unveröffentlichte Diplomarbeit, Pädagogische Hoschschule Köthen, 123 S.

HEß, U., NABERT, T., REUTHER, I., STRELLER, H. (1994): Problemlandschaft Südraum Leipzig - Kulturlandschaft Südraum Leipzig. - in: PRO LEIPZIG e.V. (Hrsg.): Arbeitsbuch für die Veranstaltungen Kunst und Landschaft, 3. Regionalkonferenz Südraum Leipzig; 40 S.

HEUSSER, H. (1956): Biotopansprüche und Verhalten gegenüber natürlichen und künstlichen Umweltveränderungen bei einheimischen Amphibien. – Vierteljahresschrift Naturforschende Gesellschaft Zürich 101: 189-210.

HEYDE, K. (1996): Populations- und standortökologische Untersuchungen an *Epipactis palustris* (L.) Crantz und *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soo auf Folgeflächen des Braunkohlentagebaues südlich von Leipzig. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 124 S.

HIGGS, A.J. (1981): Island biogeography theory and nature reserve design. - Journal of biogeography 8: 117-124.

HILDMANN, E. (1998): Technische und historische Aspekte der Wiedernutzbarmachung. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 797-808.

HÖNSCH, F. (1992): Der Leipziger Südraum - eine Region im Wandel. - Geographische Rundschau 44: 592-599.

HÖSER, N. (1990): Naturschutz im Tagebau Zechau: Eine Neuheit. - Mauritiana 12: 569-573.

HÖSER, N. (1993): Notizen zum Habitat und zur Avizönose des Schwarzkehlchens (*Saxicola torquata*) auf Tagebaukippen. - Mauritiana 14: 297–299.

HORLITZ, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes. - Libri Botanici 12; IHW-Verlag, Eching, 209 S.

HORN, H. (1980): Zur Ökologie epigäischer Arthropoden xerothermer Habitatinseln, untersucht am Beispiel der Sandhausener Dünen. - Dissertation, Zoologisches Institut der Universität Heidelberg, 120 S.

HOSMER, D.R. & LEMESHOW, S. (1995): Applied logistic regression. - Wiley, New York. 307 S.

HOVESTADT, T., RÖSER, J., MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. - Berichte aus der ökologischen Forschung 1, Forschungszentrum Jülich: 1-277.

HOYER, F. (1985): Zur Problematik der Habitatverluste durch den Abbau der Braunkohle um Leipzig. - Actitis 24: 43-49.

HUBER, W. (1952): Das Paarungsverhalten von *Oedipoda caerulescens* (Orthoptera, Acrididae). - Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft XXV: 97–106.

HUK, T. (1997): Laufkäfer als Zielarten für ein Naturschutzmanagement von Niedermooren. - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 27: 207-212.

INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. - Die neue Brehm-Bücherei Band 629, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 460 S.

JACOB, U., KLAUSNITZER, B., WALTHER, H. (1983): Qualitative and quantitative entomofaunistic investigation of an opencast residual lake near Leipzig. - Internationale Revue der Gesellschaft für Hydrobiologie 68: 701-713.

JAKOVLEV, V. (1959): Mikroklimatische Untersuchungen in einigen Acrididenbiotopen. – Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 48: 89-101.

JAX, K., POTTHAST, T., WIEGLEB, G. (1996): Skalierung und Prognoseunsicherheit bei ökologischen Systemen. - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 26: 527-535.

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund. - E. Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage, 287 S.

JEDICKE, E. (1995): Ressourcenschutz und Prozeßschutz. Diskussion notwendiger Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz. - Naturschutz und Landschaftsplanung 27: 125-133.

JEDICKE, E. (Hrsg., 1997): Die Roten Listen. Gefährdete Tiere, Pflanzen und Biotope in Bund und Ländern. – E. Ulmer, Stuttgart, 300 S.

JEDICKE, E. (1998): Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutzdefinition. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 229-236.

JENNRICH, R.J. & TURNER, F.B. (1969): Measurement of non-circular home range. – Journal for theoretical biology 22: 227-237.

JENTSCH, H. (1994): Das Naturschutzgebiet Sukzessionslandschaft Nebendorf. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1/1994: 29-32.

JESSAT, M. & ESPIG, B. (1990): Neststandorte und Ursachen des Brutmißerfolges der Sturmmöwe (*Larus canus* L.) in einem Tagebau des Braunkohlenrevieres Borna. – Mauritiana 12/3: 561-562.

JESSEL, B. (1994): Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Objekte der naturschutzfachlichen Bewertung. - NNA-Berichte 7 (Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen): 76-89.

JESSEL, B. (1995): Ist künftige Landschaft planbar? Möglichkeiten und Grenzen ökologisch orientierter Planung. - Laufener Seminarbeiträge 4/1995: 91-100.

JESSEL, B. (1998): Landschaften als Gegenstand von Planung. Theoretische Grundlagen ökologisch orientierten Planens. - Beiträge zur Umweltgestaltung Band A139, Erich Schmidt Verlag, Berlin: 331 S.

JOSTEN, H. (1995): Der Schutz ökologischer Prozesse in der Bergbaufolgelandschaft. - Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Aktuelle Reihe 7: 68-78. .

JUNGBLUTH, J.H., VON KNORRE, D., GROH, K.-H. (1995): German contribution to the E.I.S. programme, 6th report. – Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft 56/57: 43-46.

JUNGMANN, E. (1973): Zur Libellenfauna im Altenburger Kreisgebiet einschließlich der angrenzenden Eschefelder Teiche und des Pahnaer Restloches. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundlichen Museums Mauritianum Altenburg 8: 7-12.

JUNGMANN, E. & SYKORA, W. (1990): Zum Entwicklungsstand der Libellenfauna (Odonata) in Feuchthabitaten der Bergbaufolgelandschaft: Restloch Zechau und Lossener Senke. - Mauritiana 12: 505-511.

JUNGMANN, E. & SYKORA, W. (1993a): Zur Entwicklung der Libellenfauna (Odonata) im Naturschutzgebiet Tagebaurestloch Zechau. - Mauritiana 14: 144-147.

JUNGMANN, E. & SYKORA, W. (1993b): Zur Schmetterlingsfauna (Lepidoptera) des Naturschutzgebietes Tagebaurestloch Zechau-Leesen. - Mauritiana 14: 54-54.

KALBE, L. (1957): Zur Vogelwelt stillgelegter Braunkohlengruben in der Leipziger Tieflandsbucht. - Beiträge zur Vogelkunde 6: 16-24.

KALBE, L. (1958): Zur Verbreitung und Ökologie der Wirbeltiere an stillgelegten Braunkohlengruben im Süden Leipzigs. - Wissenschaftliche Zeitschrift Karl-Marx-Universität Leipzig, Mathematisch-naturwissenschaftliche Reihe 8 (2): 431-462.

KATZUR, J. (1997): Bergbaufolgelandschaften in der Lausitz. Naturraumpotentiale und Naturressourcen im Braunkohlenrevier. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 114-121.

KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. - E. Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage, 461 S.

KIEMSTEDT, H. (1991): Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. - Berichte aus der ökologischen Forschung 4, Forschungszentrum Jülich: 338-342.

KIRBY, K. (1994): Die Bewertung von Wäldern und Gehölzbeständen. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 167 – 186.*

KIRKPATRICK, J.B. (1983): An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: An example from Tasmania. - Biological Conservation 25: 127-134. *

KIRMER, A. & MAHN, E.-G. (1998): Beeinflussung von Sukzessionsprozessen. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/1998: 55-63.

KIRMSE, W. (1955): Ökologische Untersuchungen an der Espenhainer Halde. – unveröffentlichte Diplomarbeit Karl-Marx-Universität Leipzig, 77 S.

KLAUS, D. (1994): Zum Vorkommen von Sichelschrecken (Ensifera, Phaneroptidae) im Südraum von Leipzig mit Angaben zur Verbreitung und Biologie. - Mauritiana 15: 31-49.

KLAUS, D. (1995a): Weitere Fundorte von Ödlandschrecken (Caelifera, Arcrididae) in den bergbaulich geprägten Landschaften südlich von Leipzig. - Mauritiana 15: 301-312.

KLAUS, D. (1995b): Zum Vorkommen von *Arctosa perita* und *A. cinerea* (Araneae, Lycosidae) in Tagebau-Restlöchern südlich von Leipzig. - Mauritiana 15: 371-376.

KLAUS, D. (1995c): Aktueller Nachweis der Ameisengrille (*Myrmecophila acervorum* PANZ.) in der Bergbaufolgelandschaft des Leipziger Landes (Insecta, Saltatoria). - Veröffentlichungen Naturkundemuseum Leipzig 13: 119-122.

KLAUS, D. (1998): Spezielle naturschutzfachliche Aspekte. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg: 900-915.

KLAUS, D. & KRUG, H. (1993): Lebensräume aus zweiter Hand - Landschaften nach der Kohle. - Broschüre der MIBRAG, Bitterfeld, 23 S.

KLEINERT, H. (1992): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera). - Articulata-Beihefte 1: 1-117.

KOECK, U.-V. (1998a): Die Bedeutung der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands für das ökologische Verbundsystem. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/1998: 90-96.

KOECK, U.-V. (1998b): Die Biotoptypen der Braunkohlentagebaulandschaften Sachsen-Anhalts. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/1998: 25-31.

KÖHLER, U. (1990): Stand der Florenentwicklung am Restloch Rusendorf und auf der Hochhalde Heureka 1986-1988. - Mauritiana 12: 489-499.

KONOLD, W. (1998): Raum-zeitliche Dynamik von Kulturlandschaften und Kulturlandschaftselementen. Was können wir für den Naturschutz lernen? - Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 279-284.

KORBUN, T. & REICH, M. (1998): Überlebensstrategien von *Sphingonotus caerulans* (L. 1767) in einer Flußlandschaft mit anthropogen stark veränderter Dynamik (Obere Rhone, Frankreich). - Articulata 13: 127-138.

KRAHL, W. & MARX, J. (1996): Ansätze für großflächigen Naturschutz in Baden-Württemberg. - Natur und Landschaft 71: 15-18.

KRUG, H. (1998): Berücksichtigung naturschutzfachlicher Belange in den verschiedenen Planungsebenen des Sanierungsbergbaues im Südraum Leipzig. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/1998: 82-89.

KRUG, H., KLAUS, D., BOTT, U., BELLMANN, A. (1997): Neue Räume für Pflanzen und Tiere. Die Bedeutung des Tagebaurestloches Borna-Ost/Bockwitz für den Natur- und Artenschutz im Südraum Leipzig. - in: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Naturschutz in Bergbauregionen. Umsetzung von Naturschutzstrategien im Braunkohlebergbau: 99-123.

KRUMMSDORF, A., HÖSER, N., SYKORA, W. (1998): Naturschutzgebiet Tagebau Zechau im Kreis Altenburg in Thüringen. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 916-925.

KÜCHENHOFF, B. (1994): Zur Verbreitung der Blauflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens* L., 1758) im Kölner Raum. - Articulata 9: 43-53.

KÜSTER, H. (1995): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. - C.H. Beck, München, 424 S.

KUHN, J. (1993): Fortpflanzungsbiologie der Erdkröte *Bufo b. bufo* (L.) in einer Wildflußaue. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 1-10.

KUHN, W. & KLEYER, M. (1996): Mapping and assessing habitat models on the landscape level. - in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 356-362.

LAAN, R. & VERBOOM, B. (1990): Effects of pool size and isolation on amphibian communities. - Biological Conservation 54: 251 –262.

LABES, R. (1983): Zum Stand der Erfassung der Herpetofauna im Bezirk Schwerin. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 26: 13-18.

LAJEUNESSE, D., DOMON, G., DRAPEAU, P., COGLIASTRO, A., BOUCHARD, A. (1995): Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas. - Environmental Management 19: 481-495.

LANDECK, I. & WIEDEMANN, D. (1998): Die Geradflüglerfauna (Dermaptera, Orthoptera) der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft – Ein Beitrag zur Ökologie und Verbreitung der Arten. – Articulata 13: 81-100.

LAUSCH, A. & BELLMANN, A. (1997): Zur Realisierung nachhaltiger Naturschutzstrategien mit Hilfe der Geoinformation: Tagebau Borna-Ost/Bockwitz - vom Tagebau zum Naturschutzgebiet. - in: RING, I. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen - Eine Chance für den Südraum Leipzig? Teubner, Stuttgart, Leipzig: 73-92.

LEGLER, B. (1983): Naturschutz in der vom Bergbau geprägten Landschaft. - Naturschutz und naturkundliche Heimatforschung in Sachsen 25: 14-22.

LESER, H. (1991): Landschaftsökologie. - 3. Auflage, E. Ulmer, Stuttgart; 647 S.

LESICA, P. (1993): Using plant community diversity in reserve design for pothole prarie on the Blackfeet Indian Reservation, Montana, USA. - Biological Conservation 65: 69-75.

LINDENMAYER, D.B. (1996): Forest resource management and the conservation of arboreal marsupials in Central Victoria, South Eastern Australia. - in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 24-38.

LMBV (Lausitzer-Mitteldeutsche Braunkohlenverwaltungs-Gesellschaft, 1996): Sanierungsplanung für die Tagebaubereiche Bockwitz, Espenhain und Zwenkau. – unveröffentlicht, LMBV Borna.

LOMBARD, A.T., NICHOLLS, A.O., AUGUST, P.V. (1995): Where should nature reserves be located in South Africa? A snake's perspective. – Conservation Biology 9: 363-372. *

LOMOLINO, M.V. (1994): An evaluation of alternative strategies for building networks of nature reserves. - Biological Conservation 69: 243 –249.*

MÄRTENS, B., HENLE, K., KUHN, W., KRUG, R., JOST, K., GROßE, W.-R., WISSEL, C. (1996): Survival of the sand lizard (*Lacerta agilis* LINNAEUS, 1758) (Sauria, Lacertidae) in relation to habitat quality and heterogenity. in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 241-247.

MAHN, E.-G. & TISCHEW, S. (1995): Spontane und gelenkte Sukzessionen in Braunkohletagebauen - eine Alternative zu traditionellen Rekultivierungsmaßnahmen? - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 24: 585-592.

MAJER, J.D. (1989): Long-term colonization of fauna in reclaimed land. - in: MAJER, J.D.: Animals in primary succession, Cambridge University Press: 143-174.

MARGULES, C.R. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen in der Praxis. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg: 258-273.*

MARGULES, C.R., NICHOLLS, A.O., PRESSEY, R.L. (1988): Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. - Biological Conservation 43: 63- 76. *

MARGULES, C.R., CRESSWELL, I.D., NICHOLLS, A.O. (1994a): A scientific basis for establishing networks of protected areas. - Systematics and conservation evaluation 50: 327-350. *

MARGULES, C.R., NICHOLLS, A.O., USHER, M.B. (1994b): Apparent species turnover, probability of extinction and the selection of nature reserves: A case study of the Igleborough limestone pavements. - Conservation Biology 65: 1-21.*

MARZELLI, S. (1994): Zur Relevanz von Leitbildern und Standards für die ökologische Planung. - Laufener Seminarbeiträge 4/1994: 11- 23.

MATZKE, D. (1995): Interessante Beobachtungen zwei seltener Heuschreckenarten (Saltatoria, Phancropteridae) im Süden von Leipzig. - Veröffentlichungen Naturkundemuseum Leipzig 13: 117-119.

MATZKE, D. & KLAUS, D. (1996): Zum Vorkommen des Sandohrwurms (*Labidura ripatia* PALLAS) auf Abgrabungsflächen Nordwest-Sachsens und angrenzender Gebiete (Insecta, Dermaptera, Labiduridae). - Mauritiana 16: 57-70.

MAUERSBERGER, R. (1993): Bemerkenswerte Libellenfunde in einem Braunkohlen-Tagebau südlich von Leipzig (Odonata). - Entomologische Nachrichten und Berichte 37: 63-65.

MERKEL, E. (1980): Sandtrockenstandorte und ihre Bedeutung für zwei Ödlandand-Schrecken der Roten Liste. - Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12: 63-69.

MEYER, F. & GROßE, W.-R. (1997): Sukzession oder Habitatmanagement? Aspekte des Artenschutzes bei der Rekultivierung ostdeutscher Braunkohlentagebaue - dargestellt am Beispiel der Amphibien. - Natur und Landschaft 72: 227-234.

MICHELS, C. & WEISS, J. (1996): Effizienzkontrolle des Feuchtwiesenschutzprogrammes NRW anhand der Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln. – LÖBF-Mitteilungen 2/1996: 17-27.

MÖCKEL, R. (1993): Von der Abraumkippe zum Naturschutzgebiet - eine Modellstudie zur Renaturierung eines Braunkohletagebaus in der Lausitz. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1/1993: 13-22.

MOEWES, K. & BÜTTNER, F. (1991): Die Bergbaufolgelandschaft - ein ökologischer Neubeginn - dargestellt an Beispielen im Braunkohlenwerk Regis der MIBRAG. - Neue Bergbautechnik 21: 283 –287.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 3. Auflage, 512 S.

MÜHLENBERG, M., HENLE, K., SETTELE, J., POSCHLOD, P., SEITZ, A., KAULE, G. (1996): Studying species survival in fragmented landscapes: The approach of the FIFB. - in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 152-160.

MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. - Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 312 S.

MÜLLER, E. (1997): Landschaftsstruktur und –nutzung als Indikator für eine nachhaltige Erholung. - in: RING, I. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen - Eine Chance für den Südraum Leipzig?, Teubner, Stuttgart, Leipzig: 93-109.

NETTMANN, K.-H. (1992): Artensättigung, Flächengröße, Wiederherstellbarkeit, Leitarten. Aspekte zur Auswertung faunistischer Daten. - in: EIKHORST, H. (Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung, Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg: 7-22.

NESTMANN, U. (1993): Simulationstechniken als Hilfsmittel der Landschaftsbildbewertung im Planungsprozeß. - NNA-Berichte 6 (Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen): 9-11.

NICHOLLS, A.O. & MARGULES, C.R. (1993): An upgraded reserve selection algorithm. - Biological Conservation 64: 165-169.

NIEMANN, F. (1993): Vielfalt, Eigenart und Schönheit als Beurteilungskriterien für die Pflege der Großstadtlandschaft. - NNA-Berichte 6 (Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen): 36 - 46.

NILSSON, C. (1986): Methods of selecting lake shorelines as nature reserves. – Biological Conservation 35: 269-291.

NÖLLERT, A. (1990): Die Knoblauchkröte. - Die neue Brehm-Bücherei 561, Ziemsen, Wittenberg, 144 S.

PAVIGNANO, I., GIACOMA, C., CASTELLANO, S. (1990): A multivariate analysis of amphibia habitat determinants in North Western Italy. - Amphibia-Reptilia 11: 311-324.

PEARSALL, S.H., DURHAM, D., EAGAR, D.C. (1986): Evaluation methods in the United States. - in: USHER, M.B. (Hrsg.): Wildlife conservation evaluation, Chapman & Hall, London, New York: 111-133.

PFLUG, W. (Hrsg., 1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1068 S.

PIETSCH, W. (1965): Die Erstbesiedlungs-Vegetation eines Tagebausees. Synökologische Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier. - Limnologica 3: 177-222.

PIETSCH, W. (1998a): Besiedlung und Vegetationsentwicklung in Tagebaugewässern in Abhängigkeit von der Gewässergenese. – in: Pflug, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 663-676.

PIETSCH, W. (1998b): Naturschutzgebiete zum Studium der Sukzession der Vegetation in der Bergbaufolgelandschaft. – in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 677-686.

PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. - G. Fischer, Stuttgart, 463 S.

PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. - Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 67: 9-48.

PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3: 87-106.

PLACHTER, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. - Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 26: 287-393.

POETHKE, H.J., GOTTSCHALK, E., SEITZ, A. (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 229-242.

POLLER, U. (1992): Zur Käferfauna des Haldengeländes Phönix-Ost: Einige interessante Funde für die Lokalfauna Altenburgs (Coleoptera). - Mauritiana 13: 543-544.

POLLER, U. & HÖSER, N. (1993): Zum Vorkommen der Heuschrecken *Sphingonotus caerulans*, *Oedipoda caerulescens* und *O. germanica* in der Bergbaufolgelandschaft zwischen Altenburg/Thüringen und Borna/Sachsen (Saltatoria, Caelifera). - Mauritiana 14: 33-36.

PRESSEY, R.L. (1990): Reserve selection in New South Wales: Where to from here? - Australian Journal Zoology 26: 70-75. *

PRESSEY, R.L. (1994): Ad hoc reservations: Forward or backward steps in developing representative reserve systems? - Conservation Biology 8: 662-668.

PRESSEY, R.L. & NICHOLLS, A.O. (1989a): Efficiency in Conservation Evaluation: Scoring versus iterative approaches. - Biological Conservation 50: 199-218. *

PRESSEY, R.L. & NICHOLLS, A.O. (1989b): Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. - Biological Conservation 50: 263-278.*

PRESSEY, R.L., HUMPHRIES, C.J., MARGULES, C.R., VANE-WRIGHT, R.I., WILLIAMS, P.H. (1993): Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. - Trends in Ecology and Evolution 8 (4): 124–128.*

PRESSEY, R.L. & TULLY, S.L. (1994): The cost of ad hoc reservation: A case study in western New South Wales. - Australian Journal of ecology 19: 375–384.

PRESSEY, R.L., POSSINGHAM, H.P., DAY, J.R. (1997): Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. - Biological Conservation 80: 207-219.

PRILIPP, K.-M. (1998): Problematik von Naturschutzzielen. Problemzusammenhang und Lösungsansatz - eine Diskussion. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 115-123.

PRIMACK, R.B. (1995): Naturschutzbiologie. - Spektrum Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford; 713 S.

PRO TERRA TEAM (1993): Ökologische Studie für das geplante Naturschutzgebiet „Werbener Restloch". - unveröffentlichtes Gutachten, Staatliches Umweltfachamt Leipzig, 58 S.

PULLIAM, H.R. (1996): Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. - in: RHODES, O.E., CHESSER, R.K., SMITH, M.H. (Hrsg.): Population dynamics in space and time, The University of Chicago Press, Chicago, London: 45-69.

RATCLIFFE, D.A. (1994): Die Auswahl von für den Naturschutz wichtigen Gebieten in Großbritannien: Der Ansatz des Nature Conservancy Council. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 83-101.*

REBELO, A.G. & SIEGFRIED, W.R. (1992): Protection of Fynbos vegetation: ideal and real world options. - Biological Conservation 54: 15-31.*

RECK, H. (1996): Flächenbewertung für die Belange des Arten- und Biotopschutzes. - Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 23: 71-112.

RECK, H. (1998): Der Zielartenansatz in großmaßstäblicher Anwendung - anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen. - Laufener Seminarbeiträge 8/98: 43-68.

RECK, H., HENLE, K., HERMANN, G., KAULE, G., MATTHÄUS, G., OBERGFÖLL, F.-J., WEIß, M. (1991): Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie. - Berichte aus der ökologischen Forschung 4, Forschungszentrum Jülich: 347-353.

RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, R., KAULE, G., HEINL, T., KICK, U., WEIß, M. (1994): Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das Zielartenkonzept als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg. - Laufener Seminarbeiträge 4/1994: 65-94.

REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (1998): Regionalplan Westsachsen, Sanierungsrahmenpläne und Braunkohlenpläne, Regionale Planungsstelle im Staatlichen Umweltfachamt Leipzig, unveröffentlicht.

REICH, M. & GRIMM, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 123-139.

REMMERT, H. (1988): Naturschutz. – Springer, Berlin: 202 S.

REMMERT, H. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. - Laufener Seminarbeiträge 5/1991: 5-15.

REMMERT, H. (1992): Ökologie. – Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 5. Auflage, 363 S.

RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36: 187 S.

RIECKEN, U. & BLAB, J. (1989): Biotope der Tiere in Mitteleuropa. - Kilda-Verlag, Greven, Naturschutz aktuell 7, 123 S.

RIECKEN, U., RIES, U., SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41: 184 S.

RIETZE, J. (1994): Zum Ausbreitungsverhalten von Feldheuschrecken - Erfahrungen, Methoden und Ergebnisse. - Articulata 9: 43-58.

RING, I. (1997): Nachhaltige Regionalentwicklung - Eine Chance für den Südraum Leipzig? - in: RING, I. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen - Eine Chance für den Südraum Leipzig, Teubner, Stuttgart, Leipzig: 11-40.

RINGLER, A. (1995): Einführung - Ziele der Landschaftspflege in Bayern. - in: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen & ANL (Hrsg.): Landschaftspflegekonzept Bayern I, 301 S.

RÖDIGER-VORWERK, T. (1998): Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union und ihre Umsetzung in nationales Recht. Analyse der Richtlinie und Anleitung zu ihrer Anwendung. – E. Schmidt-Verlag, Berlin, Umweltrecht 6: 319 S.

ROSSI, E. & KUITUNEN, M. (1996): Ranking habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. - Biological Conservation 79: 227-234.

ROST, F. (1981): Der Sommervogelbestand auf einer Kippenfläche im Kreis Borna. - Actitis 21: 43-44.

ROTHHAUPT, G. (1997): Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger (*Lanius excubitor* L.). - Cuvillier-Verlag, Göttingen, 150 S.

ROTHHAUPT, G. & VOGEL, B. (1996): Survival of birds in fragmented landscapes. - in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Kluwers Academic Publishers, Dordrecht: 230 -236.

ROWECK, H. (1995): Landschaftsentwicklung über Leitbilder? Kritische Gedanken zur Suche nach Leitbildern für die Kulturlandschaft von morgen. - LÖBF-Mitteilungen 4/95: 25-34.

RSU (Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, 1996): Umweltgutachten 1996. - Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, 463 S.

SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 8. Auflage, 458 S.

SÄNGER, J. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate. - Zoologische Jahrbücher / Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 104: 433-488.

SAETERSDAL, M. & BIRKS, H.J.B. (1993): Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in decidous forests, Western Norway. - Biological Conservation 65: 121-132. *

SAETERSDAL, M., LINE, J.M., BIRKS, H.J.B. (1993): How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. - Biological Conservation 66: 131 -138.*

SALSKI, A. & KANDZIA, P. (1996): Fuzzy sets and fuzzy logic in ecological modelling. - EcoSys-Beiträge zur Ökosystemforschung 4: 85-97.

SAMIETZ, J. & BERGER, U. (1997): Evaluation of movement parameters in insects – bias and robustness with regard to resight numbers. – Oecologia 110: 40-49.

SANDER, U. (1995): Beziehungen zwischen Habitatparametern und Struktur und Größe von Populationen der Heuschreckenarten *Oedipoda caerulescens* (L., 1758) und *Oedipoda germanica* (LATR. 1804) im Mittelrheintal. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Zoologie der Universität Mainz und Institut für angewandte Zoologie der Universität Bonn, 181 S.

SCHAD, T. (1996): GIS-basierte Analyse und multivariate Modellierung der Laichhabitate von Amphibien. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Fachbereich Biologie der Universität Gießen, 219 S.

SCHÄDLER, M. (1999): Zur Verbreitung, Bestandssituation und Lebensraum der Blauflügeligen Sandschrecke, *Sphingonotus caerulans* (L.), im Östlichen Harzvorland und der Östlichen Harzabdachung mit Bemerkungen zum taxonomischen Status (Orthoptera; Acrididae: Oedipodinae). – Faunistische Abhandlungen Museum für Tierkunde Dresden 21: 225-234.

SCHEFFEL, P. & SCHEITHAUER, D. (1967): Faunistisch-floristische Untersuchungen in einem Braunkohlenrestloch unter besonderer Berücksichtigung der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha* P.). - Mauritianum 5: 161-185.

SCHERER, M. & TSCHARNTKE, T. (1995): Habitatwahl und Ausbreitungsverhalten des Ameisenlöwen *Euroleon nostras* (Fourcr.) (Neuroptera, Myrmeleontidae). – Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 10: 313-317.

SCHERNER, E.R. (1995): Realität oder Realsatire der Bewertung von Organismen und Flächen. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 43: 377-410.

SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalparkidee. - Natur und Landschaft 65: 292-298.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. - E. Ulmer, Stuttgart, 444 S.

SCHERZINGER, W. (1997): Tun oder Unterlassen? Aspekte des Prozeßschutzes und Bedeutung des Nichts-Tuns im Naturschutz. - Laufener Seminarbeiträge 1/1997: 31-44.

SCHIEMENZ, H. (1964): Zikaden (Homoptera Auchenorrhyncha) von einer tertiären Rohbodenkippe des Braunkohletagebaues Böhlen. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 39: 1-8.

SCHLÜPFMANN, M. (1988): Bioökologische Bewertungskriterien für die Landschaftsplanung. - Natur und Landschaft 63: 155-159.*

SCHMIDT, M. (1995): Wildnis als Naturschutzziel. Über die Bedeutung ungestörter Naturentwicklung in Theorie und Praxis des Naturschutzes. unveröffentlichte Diplomarbeit, Institut für Landschafts- und Freiraumplanung des Fachbereiches 7 der Technischen Universität Berlin, 135 S.

SCHMIDT, S. (1990): Zur Herpetofauna des Meuselwitzer Braunkohlenreviers. - Mauritiana 12: 513-522.

SCHMITTLER, J.F. & GRUBER, U. (1980): Die Lurchfauna Münchens. – Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12: 105-139.

SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. – Ursus Scientific Publications, Blinthoven, 512 S.

SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. - G. Fischer, Stuttgart, 327 S.

SCHUMACHER, W. (1995): Offenhaltung der Kulturlandschaft? Naturschutzziele, Strategien, Perspektiven. - LÖBF-Mitteilungen 4/95: 52-61.

SETTELE, J., FELDMANN, R., HENLE, K., KOCKELKE, K., POETHKE, H.-J. (1998): Populationsgrößenschätzung bei Tieren. Ausgewählte Verfahren für den Einsatz in Populationsökologie und Naturschutz – Kurzfassung einer Internet-Version. – Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 174-181.

SHAFFER, M.L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. – Bio Science 31: 131-134.

SIMBERLOFF, D. (1994): Konzeption von Naturwaldreservaten. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 274-291.

SSYMANK, A. (1995): Lebensraumschutz in der EU. Die FFH-Richtlinie und ihre Konsequenzen für den Flächenschutz und für Biotopverbundplanungen. - LÖBF-Mitteilungen 4/95: 71-77.*

SSYMANK, A. (1997): Schutzgebiete für die Natur: Aufgaben, Ziele, Funktionen und Realität. - in: ERDMANN, K.-H. & SPANDAU, L. (Hrsg.): Naturschutz in Deutschland, E. Ulmer, Stuttgart: 11-38.

STEFFENS, R., SAEMANN, D., GRÖßLER, K. (Hrsg., 1998): Die Vogelwelt Sachsens. - G. Fischer, Jena, 530 S.

STERNBERG, K. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an einer Meta-Population der Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subartica elisabethae* Djakonov, 1922) (Odonata, Aeshnidae) im Schwarzwald. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4: 53-60.

STRAUBE, S. (1998): Prozeßschutz - Artenschutzstrategie in der Bergbaufolgelandschaft. - Naturschutzarbeit in Sachsen 40: 39-46.

STRELLER, H. (1994): Die Orchideen des Bornaer Landes - gestern und heute. - Heimatblätter des Bornaer Landes 3: 17-24.

STRELLER, H. (1997): Natürliche Werte im Südraum von Leipzig? Gedanken über eine veränderte Landschaft. - Sächsische Heimatblätter 5/1997: 330-345.

STRITTHOLT, J.R. & BOERNER, R.E.J. (1995): Applying biodiversity gap analysis in a regional natur reserve design for the edge of Appalachia, Ohio (USA). - Conservation Biology 9: 1492-1505.

STRIJBOSCH, H. (1979): Habitat selection of amphibians during their aquatic phase. – Oikos 33: 363-372.

STRUMPF, K. & SYKORA, W. (1993): Orchideen im Bergbaugelände. – unveröffentlicht, Vereinigte Mitteldeutsche Braunkohle AG, 14 S.

STUFA (Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Hrsg., 1995): Brutvogelatlas der Stadt und des Landkreises Leipzig, 137 S.

STUMPEL, A.H.P. (1990): On hibernation sites in the tree frog *Hyla arborea*. - Amphibia-Reptilia 3: 304 –306.

STUMPEL, A.H.P. (1993): The terrestrial habitat of *Hyla arborea*. - in: STUMPEL, A.H.P. & TESTER, U. (Hrsg.): Ecology and conservation of the European tree frog: 47-54.

STURM, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 181-192.

SYKORA, W. (1978): Bunter Schachtelhalm, *Equisetum variegatum*, in Ostthüringen. Ein neuer bemerkenswerter Pflanzenstandort im ausgekohlten Tagebau Zechau bei Altenburg. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Mauritianum Altenburg 10: 151-155.

SYKORA, W. (1985): Bergbau und Naturschutz bei Altenburg. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Mauritianum 11: 265 -282.

TESTER, U. (1990): Artenschützerisch relevante Aspekte zur Ökologie des Laubfroschs (*Hyla arborea* L.). - Inauguraldissertation, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Basel, 291 S.

TESTER, U. (1991): Die Bedeutung des Biotopverbunds im Artenschutz am Beispiel des Laubfroschs (*Hyla arborea* L.). - Revue Suisse de Zoologie 98: 692-693.

THOMAS, R. (1989): Untersuchungen zur Flora im Braunkohlentagebau-Restloch Zechau-Leesen. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Karl-Marx-Universität Leipzig, 123 S.

THOMASIUS, H. & HÄFKER, U. (1998): Forstwirtschaftliche Rekultivierung. - in: PFLUG, W. (1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 839 -872.

TIETZE, F. & EPPERT, F. (1993): Zur Habitatnutzung von Carabiden-Gemeinschaften in verschiedenaltrigen Rekultivierungsbiotopen des Halle-Bitterfelder-Braunkohlenrevieres (Coleoptera, Carabidae). - Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 8: 537-543.

TISCHEW, S. (1996): Analyse von Mechanismen der Gehölzsukzession auf Braunkohlentagebaukippen. – Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie 26: 407-416.

TISCHEW, S. (1998): Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohlentagebauen. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1/1998: 42-54.

TRÄNKLE, U., POSCHLOD, P., KOHLER, A. (1992): Steinbrüche und Naturschutz. Vegetationskundliche Grundlagen zur Schaffung von Entwicklungskonzepten in Materialentnahmestellen am Beispiel von Steinbrüchen. - Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie 4, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 133 S.

TRAUNER, J. & DETZEL, P. (1994): Die Sandlaufkäfer Baden-Württembergs. Verbreitung, Lebensraumansprüche, Gefährdung und Schutz. – Margraf-Verlag, Weikersheim, 60 S.

TRINDER-SMITH, T.H., LOMBARD, A.T., PICKER, M.D. (1996): Reserve scenarios for the Cape Peninsula: high-, middle- and low road options for conserving the remaining biodiversity. - Biodiversity and Conservation 5: 649-669.*

TROMMER, G. (1992): Wildnis – die pädagogische Herausforderung. – Deutscher Studienverlag, Weinheim, 212 S.

TROMMER, G. (1997): Wilderness, Wildnis oder Verwilderung - Was können und was sollen wir wollen? - Laufener Seminarbeiträge 1/97: 21-30.

UNDERHILL, L.G. (1994): Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. - Biological Conservation 70: 85-87.

UNRUH, M. (1988): Vergleichende Betrachtungen zur Libellenfauna ausgewählter Abgrabungsgebiete des Zeitzer Gebietes, Bezirk Halle, DDR. - Libellula 7: 111-128.

USHER, M.B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. - in: USHER, M.B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Quelle& Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 17-47.*

VANE-WRIGHT, R.I. (1994): Systematics and the conservation of biodiversity: global, national and local perspectives. - in: Gaston, K.J., New, T.R. & Samways, M.J. (Hrsg.): Perspectives on inscect conservation, Intercept, Andover: 197 –211.

VANE-WRIGHT, R.I., HUMPHRIES, C.J., WILLIAMS, P.H. (1991): What to protect? - Systematics and the agony of choice. - Biological Conservation 55: 235-254.*

VENCES, M. & NIERHOFF, T. (1989): Hydrochemische Untersuchungen an Amphibienlaichgewässern im Raum Köln. – Jahrbuch Feldherpetologie 3: 139-147.

VOGEL, J. & DUNGER, W. (1991): Carabiden und Staphyliniden als Besiedler rekultivierter Tagebauhalden in Ostdeutschland. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 65: 1-31.

VOGEL, K., VOGEL, B., ROTHHAUPT, G., GOTTSCHALK, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz. - Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 179-184.

VON BROEN, B. & MORITZ, M. (1965): Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) aus Barberfallen von einer tertiären Rohbodenkippe im Braunkohlenrevier Böhlen. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 40: 1 - 15.

WAINSTEIN, B.A. (1967): Some methods of evaluation of similarity of biocoenoses. – Zoologische Zeitschrift 46: 981-986.

WALLASCHEK, M. (1995): Untersuchungen zur Zoozönologie und Zönotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) im Naturraum östliches Harzvorland. - Dissertation, Biologisch-pharmazeutische Fakultät der Universität Jena, 121 S.

WALTER, R., RECK, H., KAULE, G., LÄMMLE, M., OSINSKI, E., HEINL, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. - Natur und Landschaft 73: 9-25.

WEGENER, U. (Hrsg., 1991): Schutz und Pflege von Lebensräumen. - G. Fischer, Jena, Stuttgart, 313 S.

WEIDEMANN, H.-J. (1995): Tagfalter beobachten, bestimmen. – Naturbuch-Verlag, Augsburg, 659 S.

WIEDEMANN, D. & BLASCHKE, W. (1990): Die Wiederbesiedlung der Bergbaufolgelandschaft im Abbaugebiet Lauchhammer / Niederlausitz durch Lurch-, Kriechtier- und Brutvogelarten in der ersten Sukzessionshälfte der Landschaftsentwicklung. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 64: 73-76.

WIEGLEB, G. (1996): Leitbilder des Naturschutzes in Bergbaufolgelandschaften am Beispiel der Niederlausitz. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 25: 309-319.

WIEGLEB, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6: 43-62.

WILLIS, C.K., LOMBARD, A.T., COWLING, R.M., HEYDENRYCH, B.J., BURGERS, C.J. (1996): Reserve systems for limestone endemic flora of the cape lowland fynbos: iterative versus linear programming. - Biological Conservation 77: 53-62.

WISSEL, C. (1989): Theoretische Ökologie. – Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 299 S.

WOINARSKI, J.C.Z., PRICE, O., FAITH, D.P. (1996): Application of a taxon priority system for conservation planning by selecting areas which are most distinct from environments already reserved. - Biological Conservation 76: 147-159.*

WOLF, G. (Hrsg., 1985): Primäre Sukzession auf sandig-kiesigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlenrevier. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 16: 203 S.

WÜNSCHE, M., Vogler, E., Knauf, C. (1998): Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumsubstrate und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung. - in: PFLUG, W. (Hrsg.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 780-796.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz und Landschaftsplanung. Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. – Laufener Seminarbeiträge 8/98: 9-32.

ZERLING, L. (1987): Zur Wiederbesiedlung einer landwirtschaftlich genutzten Kippe des Braunkohlentagebaues durch bodenbewohnende Kleinarthropoden unter besonderer Berücksichtigung der Springschwänze (Insecta: Collembola). – Dissertation A, Universität Halle-Wittenberg, 101 S.

ZERLING, L. (1990): Zur Sukzession von Kleinarthropoden, insbesondere Collembolen, im Bodenbildungsprozeß auf einer landwirtschaftlich genutzten Braunkohlenkippe bei Leipzig. - Pedobiologica 34: 315-335.

ZIMMERMANN, Planungsbüro (1994): Sonderbetriebsplan Wiederurbarmachung, Kippe 1062 Profen-Nord. - Landschaftspflegerische Planung, unveröffentlicht, LMBV, Borna, 92 S.

ZIMMERMANN, Planungsbüro (1995): Restloch Werben. - Landschaftspflegerische Planung, unveröffentlicht, LMBV, Borna, 88 S.

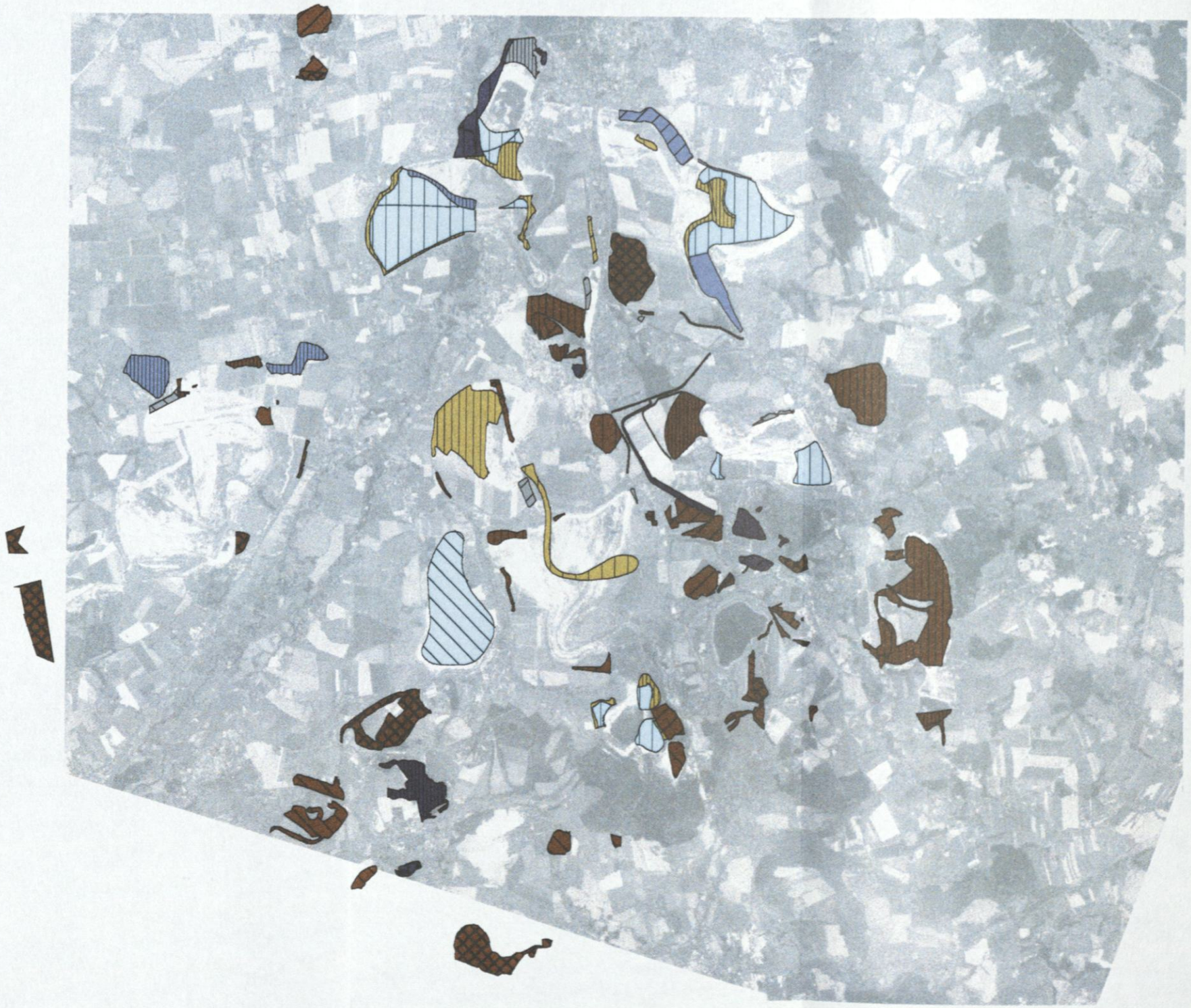
ZÖLLER, S. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (Latreille 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. - Articulata 19: 21-59.

Karten

Vorrangflächen für Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig:

Karte 1	Grundmenge an Vorrangflächen: Verfügbarkeit und Planungsstand
Karte 2	Grundmenge an Vorrangflächen: Code-Nummern
Karte 3	Datenlage
Karte 4	Sektorales Mindestgebietssystem für Zielartenschutz
Karte 5	Sektorales Mindestgebietssystem für Biotopschutz
Karte 6	Sektorales Mindestgebietssystem für Prozeßschutz
Karte 7	Sektorales Mindestgebietssystem zur Sicherung aller Teilziele

Die Karten 1+2 resultieren aus der Zusammenstellung möglicher Vorrangflächen gemäß Kapitel 1.6.5.
Die Karte 3 zeigt den Stand nach der umfassenden Datenerhebung gemäß Kapitel 4.1.
Die Karten 4 und 7 bilden die Ergebnisse des Anwendungsbeispiels von Kapitel 7 ab.



Vorrangflächen für Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig

Karte 1
Grundmenge an Vorrangflächen: Verfügbarkeit und Planungsstand

bestehende und bleibende Landgebiete
bestehende und bleibende Wasserflächen
vorübergehend Landgebiet, wird Wasserfläche
vorübergehend Landgebiet, wird umgestaltet
zukünftig neuentstehendes Landgebiet
zukünftig entstehende Wasserfläche

Naturschutzgebiet
Landschaftsschutzgebiet
geplantes flächenhaftes Naturdenkmal

Planungskategorien (Regionalplanung)

"Vorranggebiet Natur und Landschaft"
"Vorranggebiet Natur und Landschaft" mit Teilflächen "Vorbehalt Natur und Landschaft"
"Vorbehalt Natur und Landschaft"

Expertenwissen, Biotopkartierungen
eigene Auswahl
Landesgrenzen

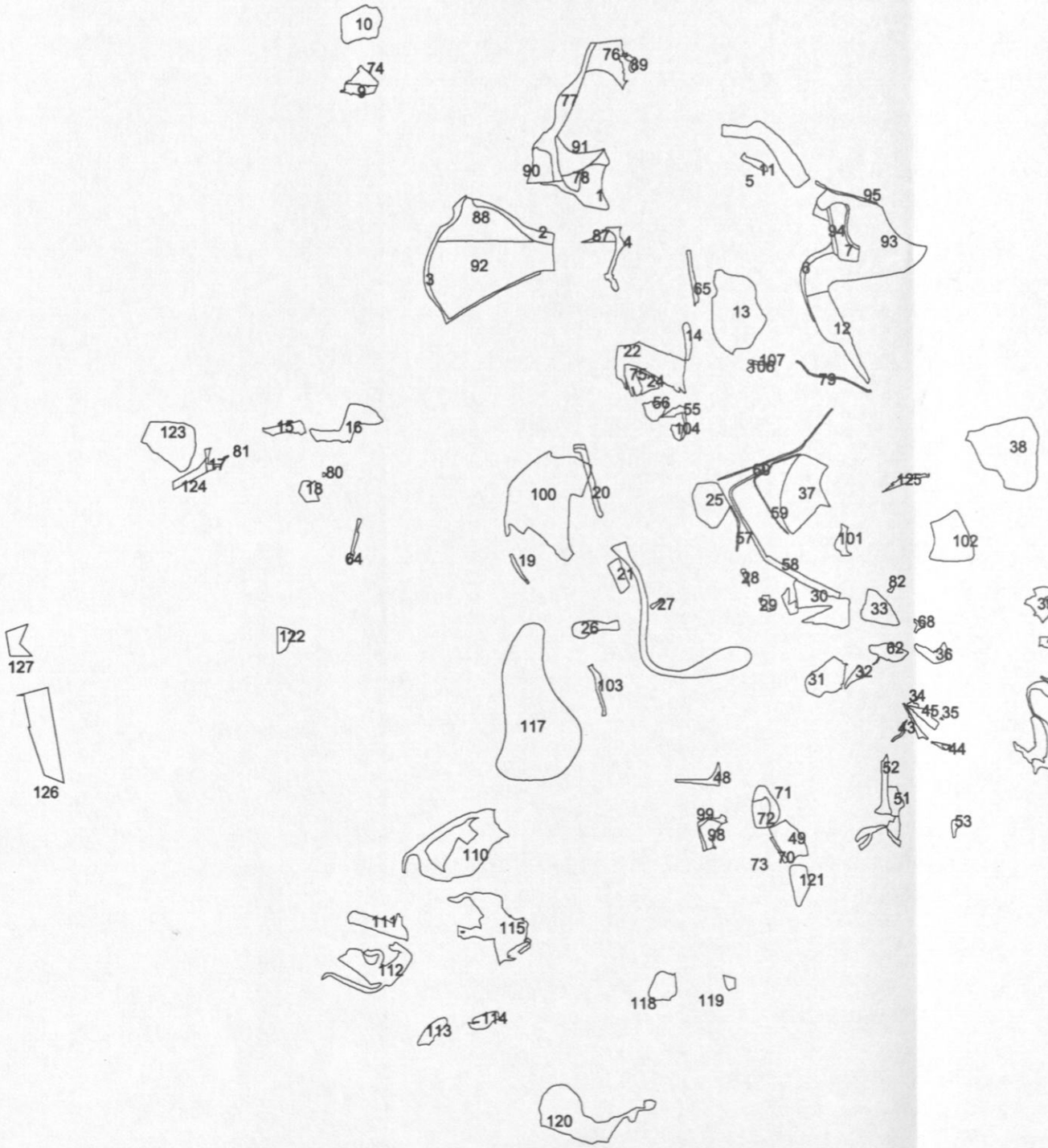
2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997), UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994



Vorrangflächen für Naturschutz
in der Bergbaufolgelandschaft
des Südraumes Leipzig

Karte 2
Grundmenge an Vorrangflächen: Code-Nummern

Die Code-Nummern stellen
die in Text und Tabellen
wiederkehrend verwendeten
Gebietsnummern G1 bis G127 dar.

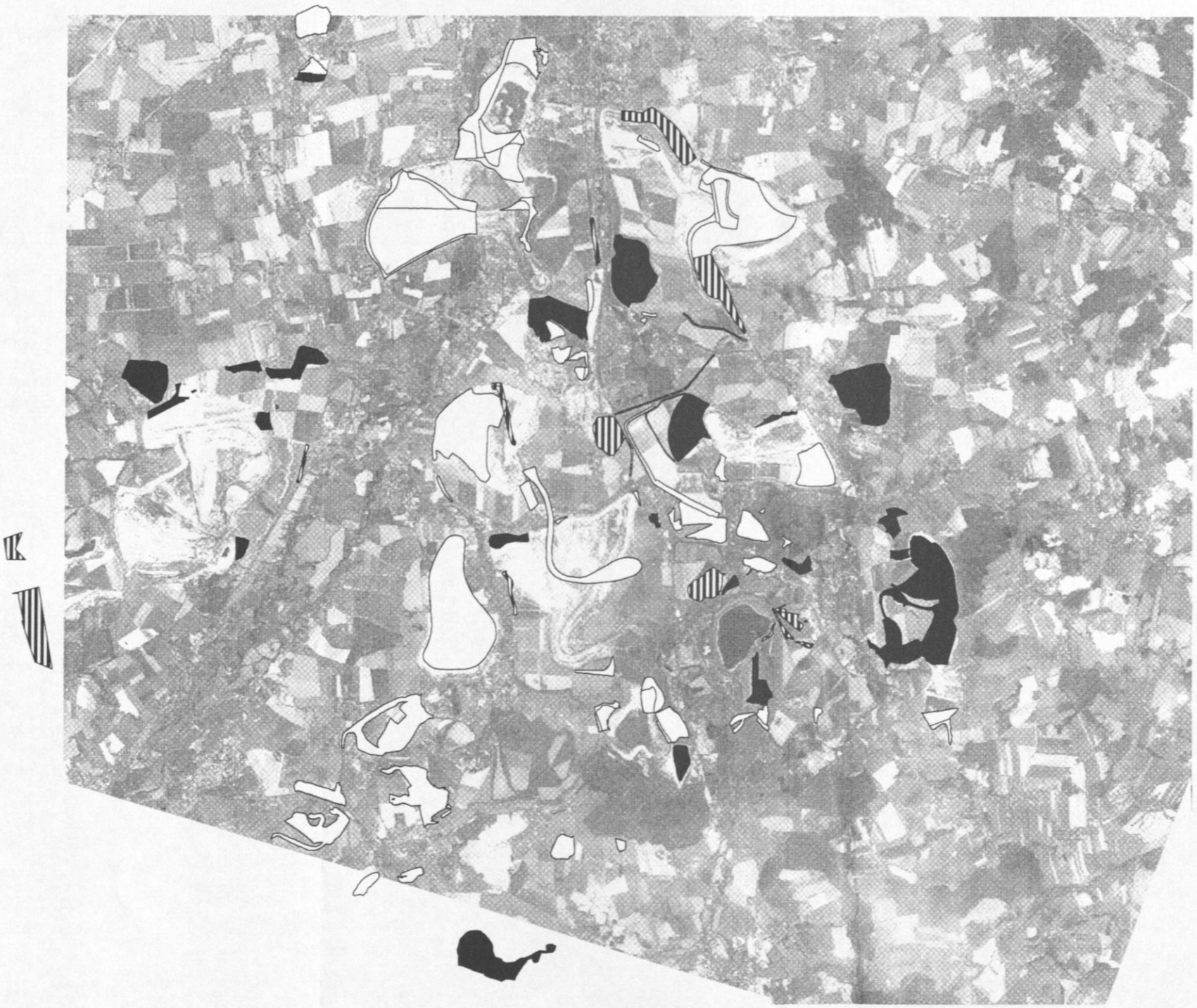
2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der
Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997),
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994



Vorrangflächen für Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig

Karte 3
Datenlage

keine Daten zu Attributen,
nur Grundgrößen der Gebiete

Ungleichmäßige Datenlage,
Daten zu einzelnen Attributen

Gleichmäßige Datenlage,
Daten für alle Attribute
(= Gebiete des Testspektrums)

Landesgrenzen

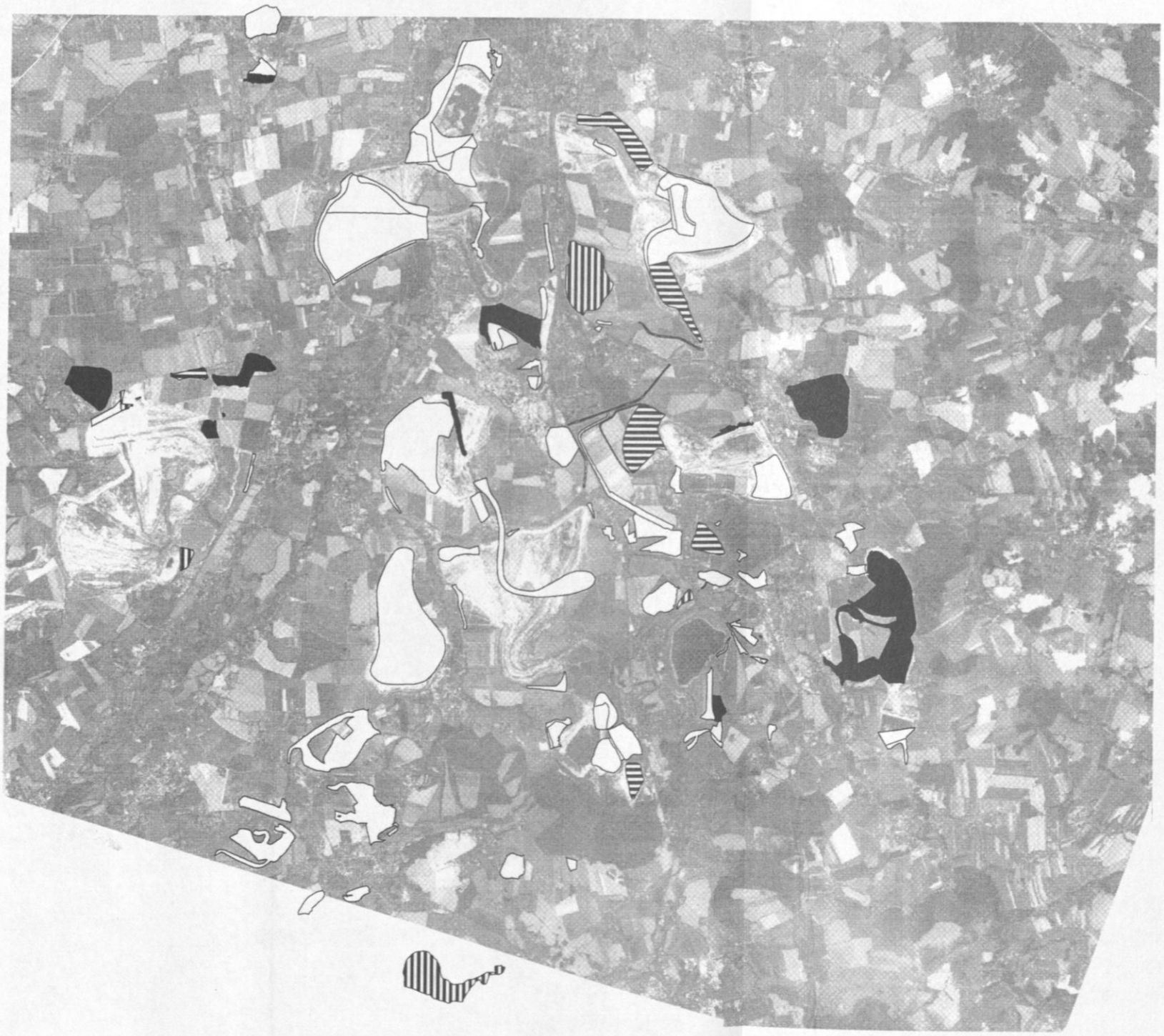
2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der
Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997),
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994



Vorrangflächen für Naturschutz
in der Bergbaufolgelandschaft
des Südraumes Leipzig

Karte 4
Sektorales Mindestgebietssystem für Zielartenschutz

Repräsentanzziel:
Mindestens fünfmaliges Vorkommen
aller Zielarten und deren Habitate

nicht ausgewählt,
mögliche spätere Ergänzungen

flexible Gebietsauswahl
zum Repräsentanzziel

ausgewählte Gebiete
nach Rangfolgen

unersetzbare Gebietsauswahl
zum Repräsentanzziel

Landesgrenzen

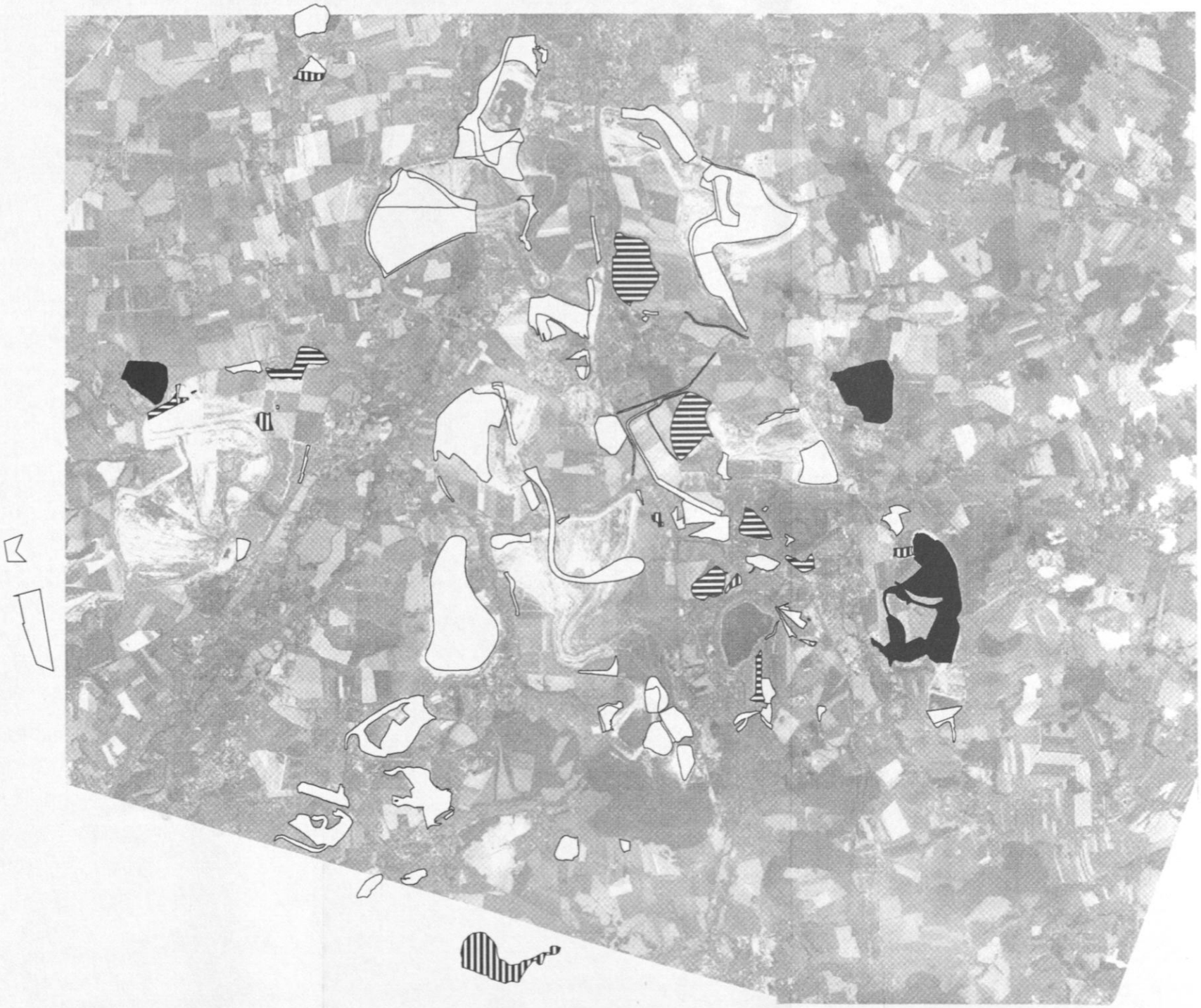
2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der
Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997),
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994



Vorrangflächen für Naturschutz
in der Bergbaufolgelandschaft
des Südraumes Leipzig

Karte 5
Sektorales Mindestgebietssystem für Biotopschutz

Repräsentanzziel:
Mindestens einmaliges Vorkommen
aller Zielbiotope

- nicht ausgewählt, mögliche spätere Ergänzungen
- wichtige Gebiete: größte Fläche eines Zielbiotops
- flexible Gebietsauswahl zum Repräsentanzziel
- Unersetzbare Gebiete nach Rangfolgen
- Landesgrenzen

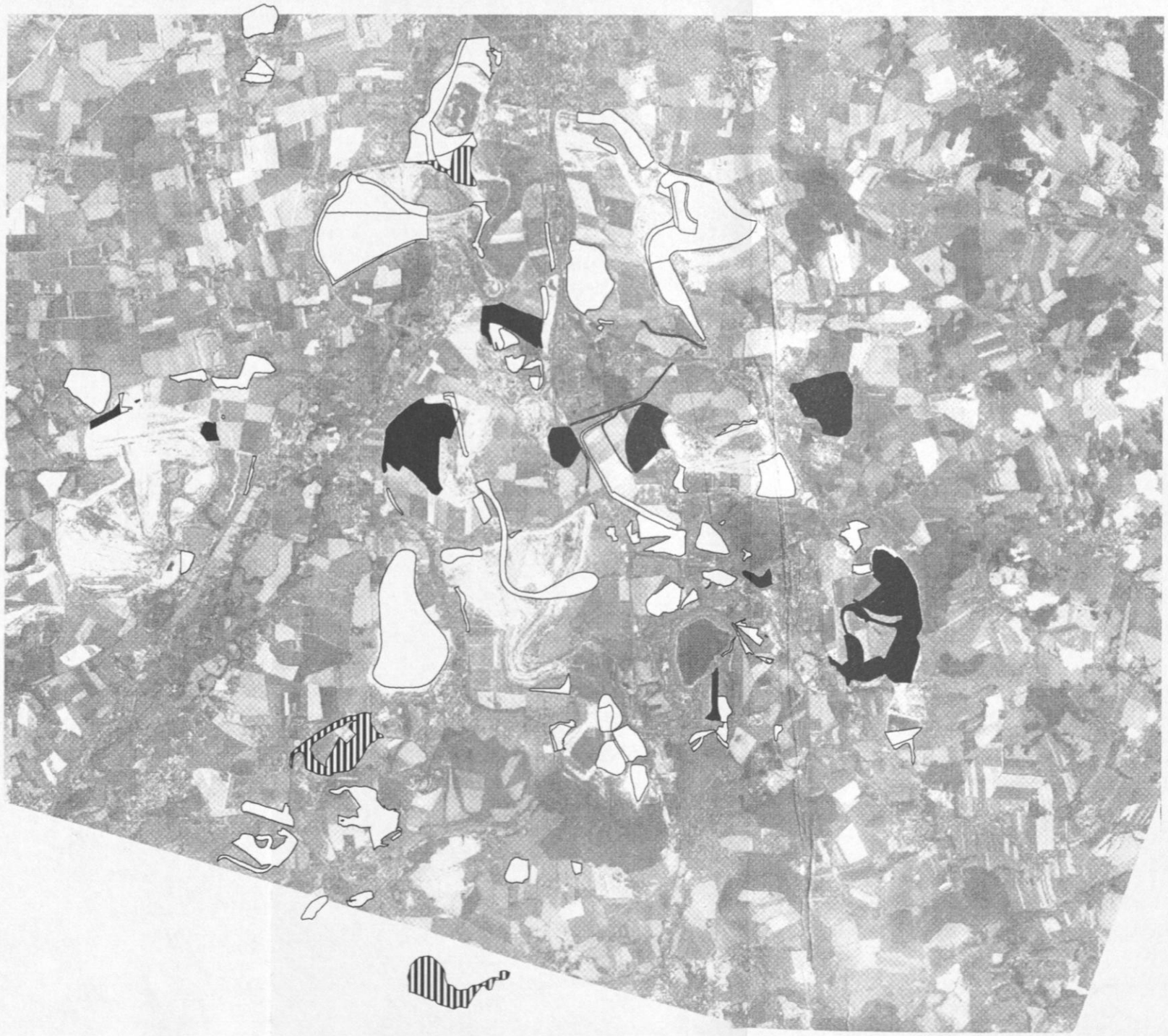
2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der
Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997),
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994



Vorrangflächen für Naturschutz
in der Bergbaufolgelandschaft
des Südraumes Leipzig

Karte 6
Sektorales Mindestgebietssystem für Prozeßschutz

Repräsentanzziel:
Mindestens einmaliges Vorkommen
aller definierten Standortausprägungen

nicht ausgewählt,
mögliche spätere Ergänzungen

Auswahlrang 1:
Gebiete zum Repräsentanzziel

Auswahlrang 2:
Ergänzungen nach Rangfolgen
zur Erfüllung der Mindestfläche

Landesgrenzen

2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der
Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997),
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994

Vorrangflächen für Naturschutz
in der Bergbaufolgelandschaft
des Südraumes Leipzig

Karte 7
Mindestgebietssystem zur Sicherung aller Teilziele



nicht ausgewählt,
mögliche spätere Ergänzungsgebiete

Erhaltungsziele:

Reingebiete Biotopschutz

Reingebiete Zielartenschutz

Multifunktional Zielarten und Biotope

Zonierung Prozeßschutz-Erhaltungsziele

Reingebiete Prozeßschutz

Landesgrenzen

2 0 2 4 km

1:125000

Michael Altmoos, Oktober 1998

Erweiterung und Aktualisierung der
Grundlagen von Durka, Altmoos & Henle (1997),
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Satellitenbild: SPOT-PAN Szene 16.5.1994

Anhang

Regionale Bibliographie

Methodenanhang
Zielarten
Soziologie 1-7
Amphibien-Variablen
Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Anhang Amphibien
Anhang Heuschrecken

Übersicht der Habitatpräferenzen aller Zielarten

G = Gebietsanhang: Datenmatrizen der Gebiete
Tabellen G1 – G 6

Auswahlmatrizen

Anhang

Regionale Bibliographie für Naturschutz

Gebietsübersichten, Tier- und Pflanzengruppen, Naturschutzkonzepte für die Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig

als Übersicht des bisherigen regionalen Wisssensstandes

Stand Oktober 1998

Die darin befindlichen Daten sind Grundlage für die regionalen Gebietsabgrenzungen möglicher Vorranggebiete, für die Ableitung von Zielarten und für spätere Hinweise möglicher Handlungen.

Die Bibliographie ist in Tabellenform erstellt und sortiert nach Gebieten (Zeilen), zu denen vertiefte Untersuchungen vorliegen, sowie nach Themenbereichen (Spalten). Übersichten über mehrere Gebiete ohne Vertiefung eines Gebietes werden nur bei Gebietsübersichten angegeben und nicht gesondert unter den jeweiligen Gebieten.
Innerhalb eines Gebietes erfolgt eine chronologische Reihung der Zeilen. Angegeben sind die Zitate, die vollständigen Literaturangaben finden sich geordnet nach Erstautor im Literaturkapitel des Textteiles.

Abkürzungen für Themenbereiche und bearbeitete Taxa (Spalten):

NA	Naturschutz / Strategien, Konzepte
BC	Bodenchemismus
BM	Bodenmikrobiologie
BF	Bodenfauna (Mesofauna)
MM	Mammalia (Säugetiere)
HF	Herpetofauna (Amphibien und Reptilien)
AV	Aves (Vögel)
MO	Mollusken (Weichtiere)
EF	Entomofauna (mehrere Insekten-Ordnungen oder diverse Käfer-Familien),
CC	Carabidae et Cicidelidae (Laufkäfer und Sandlaufkäfer)
MY	Myrmeleonidae (Ameisenlöwen)
DE	Dermaptera (Ohrwürmer)
AO	Araneae, Opiliones (Spinnen Weberkn.)
OD	Odonata (Libellen)
LE	Lepidoptera (Schmetterlinge),
HH	Heteroptera/Homoptera (Wanzen/Zikaden)
HY	Hymenoptera (Hautflügler, insbesondere Apoidea, Wildbienen),
SA	Saltatoria (Heuschrecken)
GF	Gewässerfauna (ohne Amphibien, siehe HF)
PL	Plankton
VF	Vegetation / Flora
MF	Moose und Flechten
PI	Pilze

Regionale Bibliographie:

Gebiet	Themenbereich																					Literaturzitat
	NA	BC	BM	BF	MM	HF	AV	MO	EF	CC	MY	DE	AO	OD	LE	HH	HY	SA	GF	PL	VF	MF	PI	
Übersichten (mehrere Gebiete)							x																	Kalbe 1957
																					x			Gutte 1966
	x																							Legler 1983
													x											Herold 1983
							x														x			Dorsch & Dorsch 1989
	x																							Diesener&Sykora 1990
							x																	Jessat & Espig 1990
	x						x														x			Klaus & Krug 1993
																					x			Strumpf & Sykora 1993
							x																	Höser 1993
																		x						Klaus 1994
																					x			Streller 1994
																		x						Klaus 1995a, c
													x											Klaus 1995b
	x					x	x											x						Klaus 1998
																		x						Matzke 1995
																						x		Glowka 1995
																					x			Gutte 1995
							x																	STUFA (1995)
												x												Matzke & Klaus 1996
																					x			Tischew 1996
																					x			Heyde 1996
	x																							Streller 1997
										x														Durka, Brändle & Altmoos 1997
	x																							Altmoos et al. 1997, Durka & Altmoos 1997
	x					x	x			x	x			x	x		x	x			x			Durka, Altmoos, Henle 97
	x						x														x			Altmoos & Durka 1998
	x	x					x		x	x				x							x			FBM 1998
	x																							Krug 1998
							x																	Steffens et al. 1998
Zeitzer Region - Meuselwitzer Revier Kreis Altenburg														x										Unruh 1988
						x																		Schmidt 1990
																		x						Poller & Höser 1993
Espenhain, Halde (= Halde Trages)	x						x														x			Darmer 1953
																					x			Beer 1955
										x											x			Kirmse 1955
							x														x			Beer 1964
		x																						Barthel et al. 1965
							x														x			Beer 1984
										x														Durka, Brändle & Altmoos 1997
															x									Altmoos & Durka 1996
	x					x	x			x	x			x	x		x	x			x	x		Durka, Altmoos, Henle 97, Altmoos & Durka 98
Stöhnaer Becken																					x			Gutte 1993
Espenhain				x																				Zerling 1987, 1990
Böhlen				x						x														Vogel & Dunger 1991
							x																	Bock 1930
Restloch 13																			!		x			Gutte 1993, 1995

Forsetzung folgt auf nächster Seite.

Fortsetzung Regionale Bibliographie

	Themenbereich																					
Gebiet	NA	BC	BM	BF	MM	HF	AV	MO	EF	CC	MY	DE	AO	OD	LE	HH	HY	SA	GF	PL	VF	MF	PI	Literaturzitat
Böhlen, Kippe 18		x	x	x						x							x							Brüning et al. 1965
																x							Schiemenz 1964
													x										von Broen&Moritz 65
				x	x			x		x											x			Dunger 1968
Bockwitz	x					x	x							x				x			x			Bellmann 1996, Lausch & Bellmann 1997
						x																		Schad 1996
										x														Durka, Brändle & Altmoos 1997
	x					x	x			x	x			x	x		x	x			x	x		Durka, Altmoos & Henle 1997
	x					x								x				x			x			Krug et al. 1997
	x													x				x						Klaus 1998
Borna-Ost							x																	Arnold & Frieling 1990
Kulkwitz							x														x			Dorsch & Dorsch 1968, 1969, 1979, 1989
									x	x				x					x					Jacob et al. 1983
Witznitz I					x	x	x												x	x	x			Kalbe 1958
							x														x			Rost 1981
Lobstädt/Altwitznitz							x																	Kalbe 1957
Großzössen					x	x	x												x	x	x			Kalbe 1958
Kahnsdorf														x										Mauersberger 1993
Profen AFB-Kippe	x						x			x			x								x			Zimmermann 1994
Restloch Werben	x																				x			Pro Terra Team 1993
	x																				x			Zimmermann 1995
Thränaer Lachen							x																	Frommolt & Steinbach 1979
Pahna								x		x			x	x					x		x			Scheffel & Scheithauer 1967
														x										Jungmann 1973
Zechau																					x	x	x	Höser 1990
																					x			Sykora 1978
						x															x	x	x	Sykora 1985
														x										Jungmann&Sykora 1990
							x																	Moewes & Büttner 1991
														x										Jungmann&Sykora 1993a
															x									Jungmann&Sykora 1993b
																					x			Thomas 1989
	x													x							x			Krummsdorf et al. 1998
Phönix Ost							x																	Moewes & Büttner 91
									x	x														Poller 1992
Regis						x	x												x		x			Sykora 1985
							x																	Kalbe 1957
						x	x														x	x	x	Sykora 1985
Cospuden										x														Arndt & Pellmann 1997
Rusendorf, Restloch																					x			Köhler 1990
Hochhalde Heureka																					x			Köhler 1990

Methodenanhang Zielarten

Akuteller Stand der Zielarten in der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig, und Erfüllung von Einzelkriterien
bei vollständiger Erfüllung aller Ausschlußkkriterien und Randbedingungen.

Einzelkriterien: Abkürzungen wie im Textteil..
bei Gef Angabe des Rote Liste -Status, als überregionale Rote Liste wurde die Rote Liste der BRD herangezogen (zusammengestellt in JEDICKE 1997).

Zielarten sortiert nach ihrer internen Priorität von oben nach unten, Rangfolge aus
1. Anzahl erfüllter Einzelkriterien (Dreifachstrich), Erste Prioritätenzahl
2. Rote Liste-Status (Zweifachstrich), zweite Prioritätenzahl
3. Abschätzung der Höhe ihres Mitnahmeeffektes (einfacher Strich),
Zielarten gleicher Priorität getrennt nur durch gepunktete Linie.

	Einzelkriterien							
Art (Tiergruppe)	**üVer**	**Rand**	**Relikt**	**Gef**	**Aus**	**Stör**	**Ind**	**Priorität**
Brachpieper (Vogel) *Anthus campestris*	x			2				2-2-2
Steinschmätzer (Vogel) *Oenanthe oenanthe*	x			2				2-2-2
Laubfrosch (Amphib) *Hyla arborea*	x			2				2-2-2
Wechselkröte (Amphib) *Bufo viridis*	x			2				2-2-2
Kreuzkröte (Amphib) *Bufo calamita*	x			2				2-2-2
Kleiner Waldportier (Tagfalter) *Hipparchia hermione*			x	2				2-2-2
Dünen-Sandlaufkäfer (Sandlaufkäfer) *Cicindela hybrida*	x			2				2-2-3
Blauflügelige Sandschrecke (Heuschrecke) *Sphingonotus caerulescens*	x			2				2-2-3
Gebänderte Heidelibelle (Libelle) *Sympetrum pedemontanum*	x			2				2-2-3
Südlicher Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum brunneum*		x		2				2-2-3
Nebria livida (Laufkäfer)	x			2				2-2-4
Sichelschrecke (Heuschrecke) *Phaneroptera falcata* Grauammer (Vogel) *Emberiza calandra*		x		4 1				2-4-3 1-1-2
Rohrweihe (Vogel) *Circus aeruginosus*				2				1-2-1
Raubwürger (Vogel) *Lanius excubitor*				2				1-2-2
Rohrdommel (Vogel) *Botaurus stellaris*				2				1-2-2
Drosselrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus arundinaceus*				2				1-2-2
Sperbergrasmücke (Vogel) *Sylvia nisoria*				2				1-2-2
Uferschwalbe (Vogel) *Riparia riparia*				2				1-2-2

Fortsetzung folgt

Fortsetzung Methodenanhang Zielarten

Kleine Pechlibelle (Libelle) *Ischnura pumilio*				2				1-2-3
Kleiner Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum coerulescens*				2				1-2-3
Omophron limbatum (Laufkäfer)				2				1-2-4
Flußregenpfeifer (Vogel) *Charadrius dubius*				3				1-3-2
Schafstelze (Vogel) *Motacilla flava*				3				1-3-2
Knoblauchkröte (Amphib) *Pelobates fuscus*				3				1-3-2
Blauflügelige Ödlandschrecke (Heuschrecke) *Oedipoda caerulescens*				3				1-3-3
Neuntöter (Vogel) *Lanius collurio*				4				1-4-2
Braunkehlchen (Vogel) *Saxicola rubetra*				4				1-4-3
Schwarzkehlchen (Vogel) *Saxicola torquata*				4				1-4-3
Teichrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus scipaceus*				4				1-4-3
Ameisenlöwe (Netzflügler) *Myrmeleon formicarius / Euroleon nostras*		x						1- keinGef -2

Methodenanhang Soziologie 1

Einteilungen zur Ermittlung der Erlebniswerte für Zielarten:

				Wertsteigerung	
Code	Soziologisches Kriterium	0 Soziologisch irrelevant	1 Soziologischer Grundwert	2	3
A AA	**Zielarten direkte Indikation**				
AA1	Farbe		Grau und braun	Eine oder mehrere Farben außer grau und braun	Besonders intensive Einzelfarben oder Farbkombinationen
AA2	Max. Körpergröße		< 1 cm	> 1cm, < 10 cm	> 10 cm
AA3	Aktivitätszeit im Jahresverlauf		< 3 Monate	> 3 Monate und Winterruhe oder Abwesenheit in bestimmten Zeitraum	Ganzjährig aktiv
AA4	Aktivitätszeit im Tagesverlauf, Lebensweise		Versteckte Lebensweise (z.B. in dichter Vegetation) und nächtliche Aktivitätszeit	Versteckte lebensweise, aber tagaktiv Auffällige Lebensweise oder geräusche, aber nachtaktiv	Tagaktiv und auffällig
AA5	Aktuelle regionale Verbreitung (Populationsgröße)		Regional weniger als 5 Paare (Wirbeltiere) oder weniger als 3 Populationen (Wirbellose)	Regional weniger als 50 Paare (Wirbeltiere) oder weniger als 10 Populationen (Wirbellose)	Regional mehr als 50 Paare (Wirbeltiere) oder mehr als 10 Populationen (Wirbellose)
AA6	Regelmäßige Laute		Keine regelmäßigen mit menschlichem Ohr wahrnehmbare Laute	Leise einfache Geräusche	Laute, auffällige Geräusche; oder leise, aber komplexe Geräuschsketten
AA7	Form (Umriß)		Beobachtabrer Form einfach und reklativ flach,	Beobachtbare Form komplex, aber ohne Tiefe,	Beobachtbare Form (Umriß) komplex und stark dreidimemnsional
AAØ	Direkter Artwert: Schnitt aus AA1 bis AA7				
A AB	**Zielarten Indirekte Indikation: Habitate der Zielarten**				
AB1	Zielarthabitat-Farbenvielfalt		Grau und braun vorherrschend, wenige andersartige Blüten	Eine oder mehrere Farben außer grau und braun, Verschiedenfarbige Blüten eingestreut	Besonders intensive Einzelfarben oder Farbkombinationen
AB2	Zielarthabitat-Formenvielfalt		Einfache, weniggliedrige Formen der Substrate, riliefe und Pflanzen	Mehrgliederige Formenvielfalt	Besonders Konturenreiche und komplexe Formen der Pflanzen und Reliefe
AB3	Zielarthabitat-Raumvielfalt		Einfache, monotone Strukturierung	Abwechslungsreiche Raum- und Tiefeneindrücke	Vertikal und horizontal extrem vielfältige Raumeindrücke
ABØ	Indirekter Artwert (Habitat): Schnitt aus AB1 bis AB7				
Ages	Gesamter Artwert: Mittel aus direktem und indirektem Artwert: AAØ + ABØ / 2, oder höchster Wert AAØ oder ABØ, oder Summe aus AAØ + ABØ				

Methodenanhang Soziologie 2

Einteilungen zur Ermittlung der Erlebniswerte für (Ziel)Biotope:

				Wertsteigerung	
Code	Soziologisches Kriterium	0 Soziologisch irrelevant	1 Soziologischer Grundwert	2	3
B	**Zielbiotop**				
B1	Biotop-Farbenvielfalt	Grau und braun unabhängig Biotopgröße	Eine oder mehrere Farben außer grau und braun Unabhängig Biotopgröße	Besonders intensive Einzelfarben oder Farbkombinationen Größe< 1 ha	Besonders intensive Einzelfarben oder Farbkombinationen Größe > 1 ha
B2	Biotop-Formenvielfalt	Beobachtbare Form einfach und reklativ flach, glatte Oberfläche unabhängig Biotopgröße	Beobachtbare Form komplex, aber ohne Tiefe, Form Unabhängig Biotopgröße	Beobachtbare Form (Umriß) komplex und stark dreidimemnsional Größe< 1 ha	Beobachtbare Form (Umriß) komplex und stark dreidimemnsional Größe > 1 ha
B3	Biotop-Raumvielfalt	Vertikal gleichartige Struktureirung und relativ einheitliche Physiognomie		Vertikal und horizontal vielfältig Größe< 1 ha	Vertikal und horizontal vielfältig Größe > 1 ha
BØ	Biotopwert: Mittel aus B1 bis B3				

Methodenanhang Soziologie 3

Einteilungen zur Ermittlung der Erlebniswerte für Prozesse:

				Wertsteigerung	
Code	Soziologisches Kriterium	0 Soziologisch irrelevant	1 Soziologischer Grundwert	2	3
C	**Sichtbare Prozesse**				
C1	Morpho-Erlebnis	Keine oder < 0,1 ha Erosionsrinnen	Erosionsrinnen und Rutschungen > 0,1 ha, < 1 ha	Erosionsrinnen und Rutschungen > 1 ha	Erosionsrinnen und Rutschungen > 1 ha, zudem besondere Gesalt (z.B. hohe Steilhänge)
C2	Hydro-Erlebnis	Keine / unwesentlich	Flutung oder aufsteigendes Grundwasser und/oder Wenige Tempopräre Gewässer	Viele Tempopräre Gewässer (n > 10 oder > 1 ha) mit Uferdynamik, Wasserstands-Schwankungen	Besondere Ausprägungen der tempopräre Gewässer (n > 10 oder > 1 ha) mit Uferdynamik, Wasserstands-schwankungen
C3	Sukzessions-Erlebnis (bezogen auf 5 Jahre als überschaubarer Zeitraum menschlicher Aktionen)	Innerhalb von 5 Jahren nur physiognomisch unmerliche Vegetationsdynamik und Artendynamik	Innerhalb von 5 Jahren Veränderung der Vegetationseinheiten und der Tierbesiedlung zu erwarten	Innerhalb von 5 Jahren Ablösung einer ganzen vegetationsformation	Innerhalb von 5 Jahren Ablösung einer ganzen Vegetationsformation Plus beobachtbare besonderheiten der Sukzession (hohe raumheterogenität, Mosaikartige Sukzession, hohe etablierungsraten von Tieren u.a.)
CØ	Gesamter Prozeßerlebniswert: Summe aus C1 bis C3				

Erlebniswerte von Zielarten, nach Anhang Soziologie 1 und Erläuterungen im Text des Kapitels 3:

	Direkter Arterlebniswert								Indirekter Arterlebniswert (Habitat)				
Zielart	AA1 Farbe	AA2 Körpe-größe	AA3 Aktivität im Jahr	AA4 Aktivität am Tag	AA5 Verbrei-tung	AA6 Laute	AA7 Form	**AAØ**	AB1 Farben	AB2 Formen	AB3 Raum	**ABØ**	***Ages*** *Arterleb-nis-Wert*
Uferschwalbe (Vögel) *Riparia riparia*	1	3	2	3	1	3	2	**2,1**	1	2	2	**1,2**	*1,6 (2,1)*
Brachpieper (Vögel) *Anthus campestris*	1	3	2	3	2	3	2	**2,3**	1	2	2	**1,2**	*1,7 (2,3)*
Steinschmätzer (Vogel) *Oenanthe oenanthe*	2	3	2	3	2	3	2	**2,4**	1	1	2	**1,2**	*1,8 (2,4)*
Flußregenpfeifer (Vogel) Charadrius dubius	1	3	2	3	2	3	2	**2,3**	1	2	2	**1,2**	*1,7 (2,3)*
Schafstelze (Vogel) *Motacilla flava*	1	3	2	3	2	3	2	**2,3**	1	2	2	**1,2**	*1,7 (2,3)*
Grauammer (Vogel) *Emberiza calandra*	1	3	2	3	2	3	2	**2,3**	1	2	2	**1,2**	*1,7 (2,3)*
Blauflügelige Sandschrecke (Heuschrecke) *Sphingonotus caerulescens*	2	1	2	3	3	2	2	**2,1**	2	1	1	**1,2**	*1,6 (2,1)*
Blauflügelige Ödlandschrecke (Heuschrecke) *Oedipoda caerulescens*	2	1	2	3	3	2	2	**2,1**	2	1	1	**1,2**	*1,6 (2,1)*
Dünen-Sandlaufkäfer (Sandlaufkäfer) *Cicindela hybrida*	2	1	1	2	3	1	2	**1,7**	1	1	1	**1**	*1,3 (1,7)*
Nebria livida (Laufkäfer)	2	1	1	1	1	1	2	**1,2**	1	1	1	**1**	*1,1 (1,2)*
Omophron limbatum (Laufkäfer)	1	1	1	1	1	1	2	**1,2**	1	1	1	**1**	*1,1 (1,2)*
Neuntöter (Vogel) *Lanius collurio*	2	3	2	3	3	3	2	**2,5**	2	3	3	**2,7**	*2,6 (2,7)*
Raubwürger (Vogel) *Lanius excubitor*	2	3	2	3	1	3	2	**2,2**	2	3	3	**2,7**	*2,4 (2,7)*
Sperbergrasmücke (Vogel) *Sylvia nisoria*	1	3	2	2	1	3	2	**2**	2	2	2	**2**	*2 (2)*
Braunkehlchen (Vogel) *Saxicola rubetra*	1	3	2	2	2	3	2	**2,1**	2	2	2	**2**	*2,1 (2,1)*

Fortsetzung

	Direkter Arterlebniswert								Indirekter Arterlebniswert (Habitat)				
Ziielart	AA1 Farbe	AA2 Körper-größe	AA3 Aktivität im Jahr	AA4 Aktivität am Tag	AA5 Verbrei-tung	AA6 Laute	AA7 Form	**AAØ**	AB1 Farben	AB2 Formen	AB3 Raum	**ABØ**	*Ages Arterleb-nis-Wert*
Schwarzkehlchen (Vogel) *Saxicola torquata*	1	3	2	2	2	3	2	**2,1**	2	2	2	**2**	*2,1 (2,1)*
Sichelschrecke (Heuschrecke) *Saxicola torquata*	2	2	1	3	3	1	2	**2**	2	3	3	**2,6**	*2,3 (2,6)*
Kleiner Waldportier (Tagfalter) *Hipparchia hermione*	2	2	1	2	1	1	2	**1,5**	1	2	3	**2**	*1,7 (2)*
Ameisenlöwen (Netzflügler) *Myrmeleon formicarius / Euroleon nostras*	1	1	1	2	1	1	2	**1,3**	1	2	3	**2**	*1,6 (2)*
Rohrweihe (Vogel) *Circus aeruginosus*	2	3	3	3	1	3	3	**2,5**	2	3	3	**2,6**	*2,6 (2,6)*
Rohrdommel (Vogel) *Botaurus stellaris*	2	3	3	1	1	3	3	**2,3**	2	3	3	**2,6**	*2,5 (2,6)*
Drosselrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus arundinaceus*	1	3	2	2	1	3	2	**2**	2	3	2	**2,3**	*2,2 (2,3)*
Teichrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus scipaceus*	1	3	2	2	2	3	2	**2,1**	2	3	1	**2**	*2,1 (2,1)*
Laubfrosch (Amphib) *Hyla arborea*	3	2	3	1	3	3	2	**2,4**	2	3	3	**2,6**	*2,5 (2,6)*
Wechselkröte (Amphib) *Bufo viridis*	3	2	3	1	3	3	2	**2,4**	1	3	2	**2**	*2,2 (2,4)*
Kreuzkröte (Amphib) *Bufo calamita*	1	2	3	1	2	3	2	**2**	1	3	2	**2**	*2 (2)*
Knoblauchkröte (Amphib) *Pelobates fuscus*	1	2	3	1	3	1	2	**1,9**	2	3	2	**2,3**	*2,1 (2,3)*
Kleine Pechlibelle (Libelle) *Ischnura pumilio*	2	1	2	3	1	1	1	**1,5**	2	3	2	**2,3**	*1,9 (2,3)*
Gebänderte Heidelibelle (Libelle) *Sympetrum pedemontanum*	2	1	2	3	2	1	2	**1,8**	2	3	2	**2,3**	*2,1 (2,3)*
Kleiner Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum coerulescens*	2	1	2	3	1	1	2	**1,7**	2	3	2	**2,3**	*2 (2,3)*
Südlicher Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum brunneum*	2	1	2	3	1	1	2	**1,7**	2	3	2	**2,3**	*2 (2,3)*

Methodenanhang Soziologie 4 - Zuordnung der Erlebniswerte

Erlebniswerte von Zielbiotopen,
nach Anhang Soziologie 2 und Erläuterungen im Text des Kapitels 3:

Zielbiotop	B1 Biotop-Farbenvielfalt	B2 Biotop-Formenvielfalt	B3 Biotop-Raumvielfalt	***BØ Biotop-Erlebniswert***
♦ Vegetationsarme Kies- und Schotterfläche	0	1	1	***0,6***
♦ Vegetationsarme Sandfläche	0	1	0	***0,3***
♦ Vegetationsarme Fläche mit bindigen Substraten	0	1	0	***0,3***
♦ Rohboden-Abbruchkanten: Lehmwand	0	2	1	***1***
♦ Sonstige Röhrichte (außer Rohrkolben und Schilf)	2	3	1	***2***
♦ Rohboden-Abbruchkanten: Sandwand	0	2	1	***1***
♦ Rohrkolbenröhricht	2	3	1	***2***
♦ Bruchwälder	3	3	3	***3***
♦ **Biotopkomplex**: Ried- und Röhrichtkomplexe (Schilf-, Rohkolben-, Seggen u.a. durchmischt mit anderen Biotoptypen)	3	3	3	***3***
♦ Oligotrophe, ausdauernde, sich selbst überlassene Abbaugewässer > 100m²	2	1	1	***1,3***
♦ Meso- bis eutrophe, ausdauernde, sich selbst überlassene Abbaugewässer >100m²	2	1	1	***1,3***
♦ Sandtrockenrasen	2	2	1	***1,6***
♦ Schilfröhricht	2	3	1	***2***
♦ Temporäre Flachgewässer (durchschnittliche Tiefe < 30 cm, > 100m²) und Flachwasserbereiche > 500m².	1	1	1	***1***
♦ **Biotopkomplex**: Schüttrippenkomplex	1	3	3	***2,3***
♦ Mündungen von Fließgewässern: Schwemmkegelmündung (sandig-schlammig)	1	3	3	***2,3***
♦ Rohbodenstandorte: Vegetationsarme kohlige Fläche	0	1	0	***0,3***
♦ Moorbildungen / Moorinitiale	1	2	2	***1,6***
♦ Spülfelder	0	1	0	***0,3***
♦ Zeitweise trockenfallende Lebensräume an stehenden Gewässern	0	1	2	***1***
♦ Birken-/Birken-Stieleichenmischwald feuchter bis frischer Standorte	2	3	3	***2,6***
♦ **Biotopkomplex**: Biotop-Mosaik mit kleinräumigem starken Wechsel von Rohboden, Gras- und Staudenfluren	1	3	3	***2,3***
♦ **Biotopkomplex**: Kleinstgewässermosaik	1	3	3	***2,3***
♦ Sicker- und Sumpfquellen	1	1	1	***1***
♦ Rinnsale	0	2	1	***1***
♦ Bachähnliche Fließgewässer	1	3	1	***1,6***
♦ Temporäre Kleinstgewässer < 100 m²	1	1	1	***1***
♦ Spontane Gras- und Krautfluren (außer Landreitgrasfluren)	2	2	2	***2***
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur mit Gehölzaufwuchs <.50%-Deckung auf armem torckenen Sand-,Kies- oder Schotter	2	3	3	***2,6***
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur mit Gehölzaufwuchs < 50%-Deckung auf feuchtem und wechselfeuchtem Standort	2	3	3	***2,6***

Methodenanhang Soziologie 5

Methode der Ermittlung von soziologischen Eigenartswerten

nach der Anzahl erfüllter Einzelkriterien und nach Doppeltgewichtung desKkriteriums „üVer“ und Dreifachgewichtung des Kriteriums „Relikt“ oder „einzig“, Erläuterungen im Text des Kapitels 3.

				Wertsteigerung	
Code		0 Soziologisch irrelevant	1 Soziologischer Grundwert	2	3
Grundsätzlicher Eigenartswert von Arten und Biotopen					
Aeig	Zielart (inklusive Zielarthabitat)		Anzahl erfüllter Einzelkriterien < 2	Anzahl erfüllter Einzelkriterien 2 und 3	Anzahl erfüllter Einzelkriterien > 3
Beig	Zielbiotop				
Eigenart von Gebieten					
AA-gebeig	Eigenart der Zielarten	Quantitative Gewichtung der Zielartmenge und Mittelwert aus allen vorkommenden Zielarten			
Abgebeig	Eigenart der Zielarthabitate	Quantitative Gewichtung der Zielarthabitat-Größe und Mittelwert aus allen vorkommenden Zielarten			
B-gebeig	Eigenart der Biotope	Quantitative Gewichtung der Zielbiotop-Größe und Mittelwert aus allen vorkommenden Zielarten			
Ceig	Prozesse	Morpho- oder Hydrodynamik gering / fehlend	Morpho- oder Hydrodynamik selten und nur < 1 ha Morphodynamik	Morpho- oder Hydrodynamik gelegentlich und >1 ha Morphodynamik	Morpho- oder Hydrodynamik mehr als fünfmal jährlich jeweils > 1 ha
Eig-ges	**Gesamteigenart des Gebietes**	**Summe aus AA-gebeig, Abgebeig, B-gebeig, Ceig**			

Methodenanhang Soziologie 6

Zuordnung der Eigenartswerte

Eigenartswerte der Zielarten.

	Einzelkriterien							
Art (Tiergruppe)	**üVer**	**Rand**	**Relikt**	**Gef**	**Aus**	**Stör**	**Ind**	**Eigenarts-Wert**
Wechselkröte (Amphib) *Bufo viridis*			X	2				3
Südlicher Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum brunneum*			x	2				3
Kleiner Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum coerulescens*			x	2				3
Blauflügelige Sandschrecke (Heuschrecke) *Sphingonotus caerulescens*	x			2				3
Kleiner Waldportier (Tagfalter) *Hipparchia hermione*			x	2				3
Brachpieper (Vögel) *Anthus campestris*	x			2				2
Steinschmätzer (Vogel) *Oenanthe oenanthe*	x			2				2
Laubfrosch (Amphib) *Hyla arborea*	x			2				2
Kreuzkröte (Amphib) *Bufo calamita*	x			2				2
Dünen-Sandlaufkäfer (Sandlaufkäfer) *Cicindela hybrida*	x			2				2
Gebänderte Heidelibelle (Libelle) *Sympetrum pedemontanum*	x			2				2
Nebria livida (Laufkäfer)	x			2				2
Sichelschrecke (Heuschrecke) *Phaneroptera falcata*		x		4				1
Grauammer (Vogel) *Emberiza calandra*				1				1
Rohrweihe (Vogel) *Circus aeruginosus*				2				1
Raubwürger (Vogel) *Lanius excubitor*				2				1
Rohrdommel (Vogel) *Botaurus stellaris*				2				1
Drosselrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus arundinaceus*				2				1
Sperbergrasmücke (Vogel) *Sylvia nisoria*				2				1
Uferschwalbe (Vogel) *Riparia riparia*				2				1
Kleine Pechlibelle (Libelle) *Ischnura pumilio*				2				1
Omophron limbatum (Laufkäfer)				2				1
Flußregenpfeifer (Vogel) Charadrius dubius				3				1
Schafstelze (Vogel) *Motacilla flava*				3				1

Eigenartswerte der Zielarten (Fortsetzung)

Art (Tiergruppe)	Einzelkriterien							Eigenarts-Wert
	üVer	Rand	Relikt	Gef	Aus	Stör	Ind	
Knoblauchkröte (Amphib) *Pelobates fuscus*				3				1
Blauflügelige Ödlandschrecke (Heuschrecke) *Oedipoda caerulescens*				3				1
Neuntöter (Vogel) *Lanius collurio*				4				1
Braunkehlchen (Vogel) *Saxicola rubetra*				4				1
Schwarzkehlchen (Vogel) *Saxicola torquata*				4				1
Teichrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus scipaceus*				4				1
Ameisenlöwe * (Netzflügler) *Myrmeleon formicarius / Euroleon nostras*		x						1

Eigenartswerte der Zielbiotope:

Biotoptyp	Gliederungs-System		Erfüllung der Kriterien				
	Riecken et al. (1994)	Koeck (1998)	üVer	Einzig	Gef	Pol	*Eigenart-Wert*
♦ Vegetationsarme Kies- und Schotterfläche	32.08	RK-	x		2	X	*3*
♦ Vegetationsarme Sandfläche	32.09	RRS	x		2	X	*3*
♦ Vegetationsarme Fläche mit bindigen Substraten	32.10	RRT, RRL	x		2	X	*3*
♦ Rohboden-Abbruchkanten: Lehmwand	32.07	FRW L	x		2	X	*3*
♦ **Biotopkomplex**: Schüttrippenkomplex		YR		x			*3*
♦ Mündungen von Fließgewässern: Schwemmkegelmündung (sandig-schlammig)		FM		X			*3*
♦ Rohbodenstandorte: Vegetationsarme kohlige Fläche		RB		x			*3*
♦ Moorbildungen / Moorinitiale		NB-		x			*3*
♦ Spülfelder		RRA		x			*3*
♦ Sonstige Röhrichte (außer Rohrkolben und Schilf)	38.07	CR J, CR G, CR Z	X		3	x	*3*
♦ Rohboden-Abbruchkanten: Sandwand	32.06	RW S	x		3	X	*3*
♦ Rohrkolbenröhricht	38.03	CR T	X			x	*2*
♦ **Biotopkomplex**: Ried- und Röhrichtkomplexe (Schilf-, Rohkolben-, Seggen u.a. durchmischt mit anderen Biotoptypen)	J2				3	x	*2*
♦ **Biotopkomplex**: Biotop-Mosaik mit kleinräumigem starken Wechsel von Rohboden, Gras- und Staudenfluren		YW	x				*2*
♦ **Biotopkomplex**: Kleinstgewässermosaik		YK	x				*2*
♦ Sicker- und Sumpfquellen	22.01	Q			2	x	*2*

Eigenartswerte der Zielbiotope (Fortsetzung):

Biotoptyp	Gliederungs-System		Erfüllung der Kriterien				
	Riecken et al. (1994)	Koeck (1998)	üVer	Einzig	Gef	Pol	*Eigenart-Wert*
♦ Rinnsale		FR	x				*2*
♦ Bachähnliche Fließgewässer		FF	x				*2*
♦ Temporäre Kleinstgewässer < 100 m²		GT	x				*2*
♦ Spontane Gras- und Krautfluren (außer Landreitgrasfluren)		KKA, KKP	x				*2*
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur mit Gehölzaufwuchs < 50%-Deckung auf armem torckenen Sand-,Kies- oder Schotter			x				*2*
♦ Halboffene Pionier-, Gras- und Staudenflur mit Gehölzaufwuchs < 50%-Deckung auf feuchtem und wechselfeuchtem Standort			x				*2*
♦ Oligotrophe, ausdauernde, sich selbst überlassene Abbaugewässer > 100m²	24.02.03	GS, GK	x		3		*2*
♦ Meso- bis eutrophe, ausdauernde, sich selbst überlassene Abbaugewässer >100m²	24.03.06	GS, GK -	x		3		*2*
♦ Temporäre Flachgewässer (durchschnittliche Tiefe < 30 cm, > 100m²) und Flachwasserbereiche > 500m².		GF	x			x	*2*
♦ Zeitweise trockenfallende Lebensräume an stehenden Gewässern	24.08-		x		2		*2*
♦ Sandtrockenrasen	34.04	MS, MMS			3	X	*1*
♦ Schilfröhricht	38.02	CR P			3	X	*1*
♦ Birken-/Birken-Stieleichenmischwald feuchter bis frischer Standorte	43.07.04	LNLAB			3		*1*
♦ Bruchwälder	43.02				2	x	*1*

Methodenanhang Soziologie 7

Gebietsbezogene Gewichtungen des Erlebniswertes als Abbild der tatsächlichen Erlebarkeit im Gebiet:

Faktor	Zielarten-Populationen Definition nach Dominanz		Definition nach absoluter Quantität Bei Wirbellosen	Bei Wirbeltieren
1	Punktuell im Gebiet, auf weniger als 10% der Gebietsfläche	und	< Häufigkeitsangabe 3	Amphibien: < 5 Vogelreviere: < 3
2	auf > 10% und < 50% der Gebietsfläche	oder	Häufigkeitsangabe mind. 3 und < 10	Amphibien: mind. 5 und < 50 Vogelreviere: Mind. 3 und < 10
3	Gleichmäßig und (fast) flächendeckend im Gebiet, mind. 50% der Gegebietsfläche	oder	Häufigkeitsangabe mind. 10	Amphibien: mind. 50 Vogelreviere: Mind. 10
	Flächen (Zielbiotope, Zielhabitate)			
1	< 25% der Gebietsfläche	und	< 5 ha	
2	25 bis 50 % der Gebietsfläche	oder	> 5 ha und < 50 ha	
3	50% der Gebietsfläche	oder	> 50 ha	

Methodenanhang Amphibien

Darstellung wichtiger Klassifizierungen und Erhebungsspektren

Schätzklassen für Individuen:

0	3 - 6-10	6 - > 50
1 - Einzelindividuen	4- 11-20	
2 - 2-5	5 21-50	

Habitatvariablen:

Algen:

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	Keine	keine Thalli von (Grün-)Algen
1	Gering	max. 20% der Fläche Thalli, fast nur an Rändern und Oberfläche
2	Mäßig	max. 50% Thalli, bevorzugt an Oberfläche
3	Stark	50-90% Thalli, Oberfläche und Tiefe
4	Vollkommen	> 90%, Oberfläche oder Tiefe

Alter:

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	Neu	Neuentstanden (1. Jahr)
1	Jung	1-2 Jahre
2	Mittel	3-5 Jahre
3	Etabliert	6-10 Jahre
4	Alt	> 10 Jahre

Fische

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	keine	
1	ja	

Max. Tiefe

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	sehr gering	bis 0,1 m
1	gering	bis 0,4 m
2	mäßig	bis 1 m
3	tief	bis 2 m
4	sehr tief	> 2 m

Trübung

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	klar	
1	gering getrübt	
2	stark getrübt	

Wasserführung

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	keine – gering	max. 10% der Max.tiefe
1	bedeutende Schwankungen	> 10% der Max., tiefe, keine Austrocknung
2	groß, bis Austrocknung	zeitweise trockenfallend

Erwärmbarkeit: Wassertemperaturmessung in 10 cm Tiefe, an heißen Julitagen zwischen 13 und 15 Uhr MESZ, Lufttemperatur > 25 C (danach Einteilung von Klassen):

< 15°C	= 0	20,1 – 25°C	= 2
15 – 20°C	= 1	> 25°C	= 3

Durchströmung

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	Keine	
1	Gering / Überlauf	
2	Regelmäßig / stark	

Dominierende Wasserspeisung

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
N	Niederschlag	
G	Grundwasser	
Q	Quellaustritte	
F	Zufluß / Durchströmung	

Ufer

Prozentschätzung der Uferanteile innerhalb der Stelle / Gewässer:
flach (Neigung < 10°) - mittel 10-30° - steil > 30° Neigung

Deckung submerser Vegetation [%]

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	Keine	0
1	Gering	1-20
2	Mittel	20-40
3	Groß	40-60
4	Sehr groß	60-80
5	Vollkommen	80-100

Deckung emerser Vegetation % [%]

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	Keine	0
1	Gering	1-20
2	Mittel	20-40
3	Groß	40-60
4		60-80
5	Vollkommen	80-100

Max. Beschattung bei Sonne (durch Bäume oder Hangbereiche)

Code	Bezeichnung	Einteilung (bezogen auf die Stelle)
0	keine	0
1	gering	1-20
2	mittel	20-40
3	groß	40-60
4	sehr groß	60-80
5	vollkommen	80-100

Messung von pH, Leitfähigkeit, Gesamt-N, Gesamt-Härte in der Mitte von Uferstellen, 10cm-Wassertiefe; für ganze Gewässer: Min-Max-Werte und Mittelwerte der zugehörigen uferstellen

Umgebung:
Jeweils Radius von 50m um eine Uferstelle, Sektor von 100-200m um Uferstelle:

%-Anteile von

- Quellaustritte
- Fließgewässer
- Großseggenried
- Schilfröhricht
- Rohrkolbenröhricht
- Moorbildungen
- Ackerland
- Trockenes bis frisches Grünland inkls. Ansaaten
- vegetationsarme Rohbodenstandorte
- Trockenrasen inkl. Pionierfluren
- gehölzfreie bis halboffene Landreitgrasflur
- Sanddorngebüsch
- (gemischtes Gebüsch)
- Vorwälder
- Laubwälder und Forste
- Nadelwälder und Fortst
- Deponie/Rieselfeld
- Verkehrsanlagen
- Bauwerke

Boden: - sandig, -kiesig - bindig/tonig, -kohlig/Asche
Vegetationsdeckung < 30 - 30-60 - > 60

Entfernung bis zur nächsten Ruf, Laich- bzw. Quappenstelle

Methodenanhang:
Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Illustration für Auswahlregel R 1- maximale Seltenheit (Frequenz):

Ausgangsdaten und zweckmäßige Form der Datendarstellung:
Fiktives Beispiel einer Vorkommensmatrix der Attribute A bis D in Gebieten I bis V,
angegeben ist als Attributausprägung diejenige Fläche, die Attribute im Gebiet einnehmen. Relevant ist die absolute Häufigkeit n eines Attributes im Datensatz.

Gebiet Gebietsfläche	I 100	II 140	III 50	IV 200	V 150	Σ 640	n (= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	10	20	10	40		80	4
Attribut B				30		30	1
Attribut C	90	50	70		20	230	4
Attribut D		100			10	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Berechnung:
Maximaler Seltenheitswert jedes Attributes anhand seines Gesamtvorkommens
= Gesamtgebietszahl (hier 5 Gebiete) /
absolute Häufigkeit von jedem Attribut im Datensatz
Auswahlpriorität:
Gebiet, das Attribut mit dem größten Seltenheitswert enthält

Resultat:

Gebiet Gebietsfläche	I 100	II 140	III 50	IV 200	V 150	n (= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	1,25	1,25	1,25	1,25		4
Attribut B				5		1
Attribut C	1,25	1,25	1,25		1,25	4
Attribut D		2,5			2,5	2
Σ	100	170	80	70	30	
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2	

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Attribut B den größten Seltenheitswert von 5 ein, es kommt von 5 Gebieten nur in 1 Gebiet vor. Das Gebiet IV, das dieses Attribut B enthält, würde nach dieser Regel ausgewählt.

Methodenanhang Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Fortsetzung

Illustration für Auswahlregel R 4- durchschnittliche Seltenheit (Frequenz):

Ausgangsdaten = Resultat aus Berechnungen für R1 - Maximale Seltenheit (Frequenz)

Gebiet Gebietsfläche	I 100	II 140	III 50	IV 200	V 150	n (= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	1,25	1,25	1,25	1,25		4
Attribut B				5		1
Attribut C	1,25	1,25	1,25		1,25	4
Attribut D		2,5			2,5	2
Σ	100	170	80	70	30	
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2	

↓

Berechnung:
Arithmetisches Mittel der Seltenheitswerte für jedes Gebiet
Auswahlpriorität:
Gebiet, das den höchsten durchschnittlichen Seltenheitswert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ n
Durchschnittlicher Seltenheitswert	1,25	1,6	1,25	3,12	1,87	

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Gebiet IV die grrößte mittlere Seltenheit (Frequenz) ein, das arithmetische Mittel aus den maximalen Seltenheitswerten der dort vorkommenden Attribute A und B. Das Gebiet IV würde nach dieser Regel ausgewählt.

Mit dieser Regel können Gebiete mit nur wenigen, aber sehr seltenen Attribute vor Gebieten mit mehr Attributen, die insgesamt aber häufiger sind, vorrangig ausgewählt werden. Die Attributzahl wird hiermit nicht als wesentliches Selektionskriterium herangezogen. Dieses hat bei Anwendung der Regel stets einzelfallbezogene Vor- und Nachteile.

Illustration für Auswahlregel R 5- Gebietssumme der Seltenheit (Frequenz):

Ausgangsdaten = Resultat aus Berechnungen für R1 - Maximale Seltenheitswerte (Frequenz):

Gebiet Gebietsfläche	I 100	II 140	III 50	IV 200	V 150	n (= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	1,25	1,25	1,25	1,25		4
Attribut B				5		1
Attribut C	1,25	1,25	1,25		1,25	4
Attribut D		2,5			2,5	2
Σ	100	170	80	70	30	
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2	

↓

Berechnung:
Addition der Seltenheitswerte für jedes Gebiet
Auswahlpriorität:
Gebiet, das den höchsten Summenwert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ n
Durchschnittlicher Seltenheitswert	2,5	5	2,5	6,25	3,75	

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Gebiet IV die größte Seltenheitssumme (Frequenz) ein, Das Gebiet IV würde nach dieser Regel ausgewählt.

Methodenanhang Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Fortsetzung

Illustration für Auswahlregel R 6- maximale Seltenheit (Fläche):

Ausgangsdaten:
Fiktives Beispiel einer Vorkommensmatrix der Attribute A bis D in Gebieten I bis V,
angegeben ist als Attributausprägung diejenige Fläche, die Attribute im Gebiet einnehmen:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	10	20	10	40		80	4
Attribut B				30		30	1
Attribut C	90	50	70		20	230	4
Attribut D		100			10	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Berechnung:
Maximaler Seltenheitswert jedes Attributes im Gebiet
= Fläche aller Gebiete /
Fläche des Gebietes, welche das Attribut enthält.
Auswahlpriorität:
Gebiet, das Attribut mit dem höchsten Seltenheitswert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	64	32	64	16		80	4
Attribut B				21,3		30	1
Attribut C	7,1	12,8	9,1		32	230	4
Attribut D		6,4			64	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		

In diesem fiktiven Beispiel nimmt Attribut A und D den größten Seltenheitswert von 64 ein, resultierend aus der Gesamtfläche aller Gebiete von 640 geteilt durch Gesamtfläche von 10 des Gebietes mit Attributes A und D. Attribut A und damit der Wert 64 kommt in den Gebieten I, III und V vor, Attribut D zusätzlich in Gebiet V, so daß alle diese Gebiete gleichzeitig nach dieser Regel ausgewählt würden.

Illustration für Auswahlregel R 7- durchschnittliche Seltenheit (Fläche):

Ausgangsdaten = Resultat aus Berechnungen für R4 - Maximale Seltenheitswerte (Fläche)

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	64	32	64	16		80	4
Attribut B				21,3		30	1
Attribut C	7,1	12,8	9,1		32	230	4
Attribut D		6,4			64	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Berechnung:
Arithmetisches Mittel der Seltenheitswerte für jedes Gebiet
Auswahlpriorität:
Gebiet, das den höchsten durchschnittlichen Seltenheitswert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
durchschnittlicher Seltenheitswert	35,5	17	26,5	18,7	48		

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Gebiet V die größte mittlere Seltenheit von 48 ein, das arithmetische Mittel aus den maximalen Seltenheitswerten der dort vorkommenden Attribute C und D. Das Gebiet V würde nach dieser Regel ausgewählt.

Methodenanhang Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Fortsetzung

Illustration für Auswahlregel R 8- Gebietssumme der Seltenheit (Fläche):

Ausgangsdaten = Resultat aus Berechnungen für R4 - Maximale Seltenheitswerte (Fläche):

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	64	32	64	16		80	4
Attribut B				21,3		30	1
Attribut C	7,1	12,8	9,1		32	230	4
Attribut D		6,4			64	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Berechnung:
Addition der Seltenheitswerte für jedes Gebiet
Auswahlpriorität:
Gebiet, das den höchsten Summenwert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
durchschnittlicher Seltenheitswert	71,1	51,2	53,1	37,3	96		

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Gebiet V die größte Seltenheitssumme (Fläche) ein, Das Gebiet V würde nach dieser Regel ausgewählt.

Illustration für Auswahlregel R 9- maximale Ausdehnung

Maximale Ausdehnung (Frequenz) ist schon berücksichtigt durch maximale Seltenheit (Frequenz)

Ausgangsdaten:
Fiktives Beispiel einer Vorkommensmatrix der Attribute A bis D in Gebieten I bis V,
angegeben ist als Attributausprägung diejenige Fläche, die Attribute im Gebiet einnehmen:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	10	20	10	40		80	4
Attribut B				30		30	1
Attribut C	90	50	70		20	230	4
Attribut D		100			10	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Berechnung:
= Ausdehnung jedes Attributes x (A, B, C. oder D) im Gebiet y (I, II, III oder IV) /
Gesamtfläche des Attributes x über alle Gebiete
Auswahlpriorität:
Gebiet, das höchste Ausdehnung eines Attributes enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	0,125	0,25	0,125	0,5		80	4
Attribut B				1		30	1
Attribut C	0,39	0,217	0,3		0,08	230	4
Attribut D		0,9			0,1	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Attribut B im Gebiet IV die größte Ausdehnung 1 an seinem Gesamtvorkommen ein, resultierend aus der Fläche des Attributes B von 30 dividiert durch die Gesamtfläche des Attributes über alle gebiete von 30. Das Gebiet IV würde demnach ausgewählt.

Methodenanhang Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Fortsetzung

Illustration für Auswahlregel R 10- durchschnittliche Ausdehnung:

Ausgangsdaten = Resultat aus Berechnungen für R7 - Maximale Ausdehnung (Fläche)

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	0,125	0,25	0,125	0,5		80	4
Attribut B				1		30	1
Attribut C	0,39	0,217	0,3		0,08	230	4
Attribut D		0,9			0,1	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		

↓

Berechnung:
Arithmetisches Mittel der Ausdehnungsswerte für jedes Gebiet

Auswahlpriorität:
Gebiet, das den höchsten durchschnittlichen Seltenheitswert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
durchschnittlicher Seltenheitswert	0,25	0,45	0,21	0,75	0,09		

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Gebiet V die größte mittlere Ausdehnung von Attributen von 0,75 ein und würde nach dieser Regel ausgewählt.

Illustration für Auswahlregel R 11- Gebietssumme der Ausdehnung:

Ausgangsdaten = Resultat aus Berechnungen für R7 - Maximale Ausdehnungswerte (Fläche):

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietsfläche	100	140	50	200	150	640	(= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	0,125	0,25	0,125	0,5		80	4
Attribut B				1		30	1
Attribut C	0,39	0,217	0,3		0,08	230	4
Attribut D		0,9			0,1	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		

↓

Berechnung:
Addition der Ausdehnungswerte für jedes Gebiet

Auswahlpriorität:
Gebiet, das den höchsten Summenwert enthält

Resultat:

Gebiet	I	II	III	IV	V	Σ	n
Gebietssumme der Seltenheitswerte	0,515	1,36	0,425	1,5	0,18		

In diesem fiktiven Beispiel nimmt das Gebiet IV die größte Ausdehnungssumme (Fläche) ein, Das Gebiet IV würde nach dieser Regel ausgewählt

Methodenanhang Illustration der Auswahlregeln bei Algorithmen

Fortsetzung

Illustration für Auswahlregel R 12- Attributvielfalt (Frequenz)

Ausgangsdaten:
Fiktives Beispiel einer Vorkommensmatrix der Attribute A bis D in Gebieten I bis V,
angegeben ist als Attributausprägung diejenige Fläche, die Attribute im Gebiet einnehmen. Relevant ist die absolute Häufigkeit n eines Attributes im Datensatz.

Gebiet Gebietsfläche	I 100	II 140	III 50	IV 200	V 150	Σ 640	n (= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	10	20	10	40		80	4
Attribut B				30		30	1
Attribut C	90	50	70		20	230	4
Attribut D		100			10	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Auswahlpriorität:
Gebiet, das die meisten Attribute enthält (n in unterster Zeile)

Resultat:

In diesem fiktiven Beispiel beinhaltet das Gebiet II drei Attribute, während alle anderen Gebiete nur zwei Attribute beinhalten. Das Gebiet II würde nach dieser Regel ausgewählt.

Illustration für Auswahlregel R 14- Attributvielfalt (Fläche)

Ausgangsdaten:
Fiktives Beispiel einer Vorkommensmatrix der Attribute A bis D in Gebieten I bis V,
angegeben ist als Attributausprägung diejenige Fläche, die Attribute im Gebiet einnehmen. Relevant ist die absolute Häufigkeit n eines Attributes im Datensatz.

Gebiet Gebietsfläche	I 100	II 140	III 50	IV 200	V 150	Σ 640	n (= absolute Häufigkeit Attribut im Datensatz)
Attribut A	10	20	10	40		80	4
Attribut B				30		30	1
Attribut C	90	50	70		20	230	4
Attribut D		100			10	110	2
Σ	100	170	80	70	30		
n (=Anzahl Attribute im Gebiet)	2	3	2	2	2		



Auswahlpriorität:
Flächensumme der vorkommenden Attribute berechnen
(Σ in vorletzter Zeile),
Auswahl des Gebietes, das die meisten Fläche an Attributen enthält

Resultat:
In diesem fiktiven Beispiel beinhaltet das Gebiet II mit 170 die größte Flächensumme. Das Gebiet II würde nach dieser Regel ausgewählt.

„Methodenanhang Codierung“: Regelanweisungen von Algorithmen im Umsetzungsprogramm SORT

Programmierung und Einbeziehung der Regeln in SORT von DURKA (1998, unveröffentlicht), Sortier-Programm SORT von DURKA & ACKERMANN (1993)

	Regelbezeichnung lt. Tabelle 25	Code-Nr. **Programm SORT**
R1	Maximale Seltenheit (Frequenz)	4
R2	Attribute, deren Gesamthäufigkeit unter dem Repräsentanzziel liegt (Spezialfall: Einmaligkeit eines Attributes)	1
R3	Zweitseltenst (Frequenz)	5
R4	Durchschnittliche Seltenheit (Frequenz)	6
R5	Gebietssume der Seltenheit (Frequenz)	7
R6	Maximale Seltenheit (Fläche)	2
R7	Durchschnittliche Seltenheit (Fläche)	3
R8	Gebietssume der Seltenheit (Fläche)	21
R9	Maximale Ausdehnung	15
R10	Durchschnittliche Ausdehnung	16
R11	Gebietssumme der Ausdehnung	25
R12	Attributvielfalt (Frequenz)	26
R13	Attributvielfalt unterrepräsentierter Attribute (Frequenz)	8
R14	Attributvielfalt / % (Fläche)	9
R15	Attributvielfalt unterrepräsenetierter Attribute (Fläche)	10
R16	Attributvielfalt unterrepräsnetierter Attribute (Fläche)/ %	22
R17	Minimale Ähnlichkeit (qualitativ)	13
R18	Minimale Ähnlichkeit (quantitativ)	14
R19	Größtes Gebiet	18
R20	Kleinstes Gebiet	17
R21	Kleinster Abstand (BFL)	11
R22	Kleinster Abstand (unverritzt)	12
R23	Größter Abstand (BFL)	23
R24	Größter Abstand (unverritzt)	24
R25	Nächstes in der Auswahlfolge	19
R26	Zufall	20

Anhang Amphibien

Korrelationsmatrix, zu Kapitel 3.3.2.1

Zusammenhang der Habitatvariablen nach Speramans Rangkorrelation
Erläuterung im Methodenkapitel 3.2.3 und Interpretation in Kapitel 3.3.2.1

STAT. FAKTOREN ANALYSE	Korrelationen, Fallweiser MD-Ausschluß, N=810 (amphib.sta)										
Variable	PH	LEIT	N	HÄRTE	ALGEN	ALTER	ERWÄRM	FISCH	TIEFE	TRÜB	WASFÜHR
PH	1,00	-,42	-,01	-,24	,39	-,42	,22	,09	-,09	,22	,30
LEIT	-,42	1,00	,38	,94	-,19	,14	,06	-,16	,18	-,21	,03
N	-,01	,38	1,00	,41	-,11	-,20	,44	-,22	,14	-,02	,22
HÄRTE	-,24	,94	,41	1,00	-,16	,05	,11	-,15	,17	-,19	,12
ALGEN	,39	-,19	-,11	-,16	1,00	,05	,07	,15	-,11	,28	,01
ALTER	-,42	,14	-,20	,05	,05	1,00	-,48	,51	,03	-,06	-,32
ERWÄRM	,22	,06	,44	,11	,07	-,48	1,00	-,01	-,13	,11	,49
FISCH	,09	-,16	-,22	-,15	,15	,51	-,01	1,00	-,16	,07	-,13
TIEFE	-,09	,18	,14	,17	-,11	,03	-,13	-,16	1,00	,10	-,39
TRÜB	,22	-,21	-,02	-,19	,28	-,06	,11	,07	,10	1,00	-,01
WASFÜHR	,30	,03	,22	,12	,01	-,32	,49	-,13	-,39	-,01	1,00
BESCHATT	,12	,02	-,15	,06	,12	,15	-,36	-,22	,17	-,16	,01
UF_FLACH	,01	,09	,41	,07	-,02	-,47	,63	-,02	-,20	,05	,15
SUBMERS	,16	-,03	,26	,01	-,07	-,37	,15	-,49	,50	,24	,02
EMERS	,05	-,03	,26	-,01	-,13	-,34	,24	-,40	,44	,12	,05

STAT. FAKTOREN ANALYSE	Korrelationen, Fallweiser MD-Ausschluß, N=810 (amphib.sta)			
Variable	BESCHATT	UF_FLACH	SUBMERS	EMERS
PH	,12	,01	,16	,05
LEIT	,02	,09	-,03	-,03
N	-,15	,41	,26	,26
HÄRTE	,06	,07	,01	-,01
ALGEN	,12	-,02	-,07	-,13
ALTER	,15	-,47	-,37	-,34
ERWÄRM	-,36	,63	,15	,24
FISCH	-,22	-,02	-,49	-,40
TIEFE	,17	-,20	,50	,44
TRÜB	-,16	,05	,24	,12
WASFÜHR	,01	,15	,02	,05
BESCHATT	1,00	-,47	,11	,00
UF_FLACH	-,47	1,00	-,00	,07
SUBMERS	,11	-,00	1,00	,87
EMERS	,00	,07	,87	1,00

Anhang Heuschrecken

Mobilitätskennwerte

anhand des größten Testareales (= Testareal 2: 17.975 m², maximal mögliche Aktionsdistanz: 350 m)

Abkürzungen: min = kleinster ermittelter Kennwert
max = größter ermittelter Kennwert
Mittel = arithmetisches Mittel
Kurzzeitraum = Auswertung nur der aufeinanderfolgenden Tage

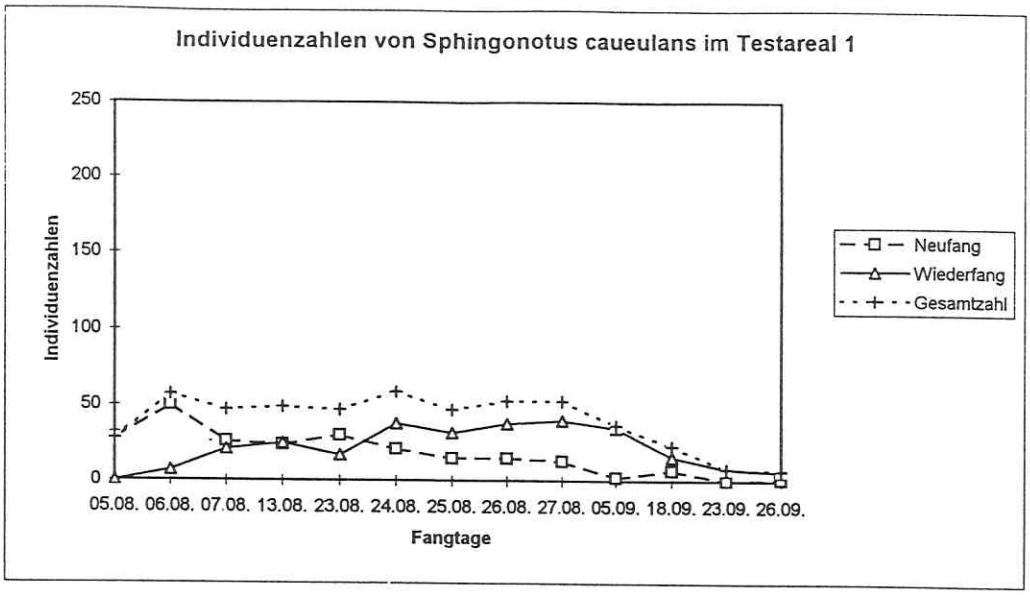
Spingonotus	Aktionsdistanz [m]	Aktionsfläche [m²]
Männchen (n = 65)		
min	5	25
1.Quartil	15	75
Median	20	125
3.Quartil	70	375
max	360	1900
Mittel	69,2	356,8
Mittel Kurzzeitraum	13,4	70,3
Spingonotus		
Weibchen (n = 109)		
min	5	25
1.Quartil	15	100
Median	40	287,5
3.Quartil	55	300
max	275	2000
Mittel	60,1	330,2
Mittel Kurzzeitraum	28,2	152,2
Sphingonotus insgesamt (n = 174)		
Mittel	63,4	339,8
Mittel Kurzzeitraum	23,9	128

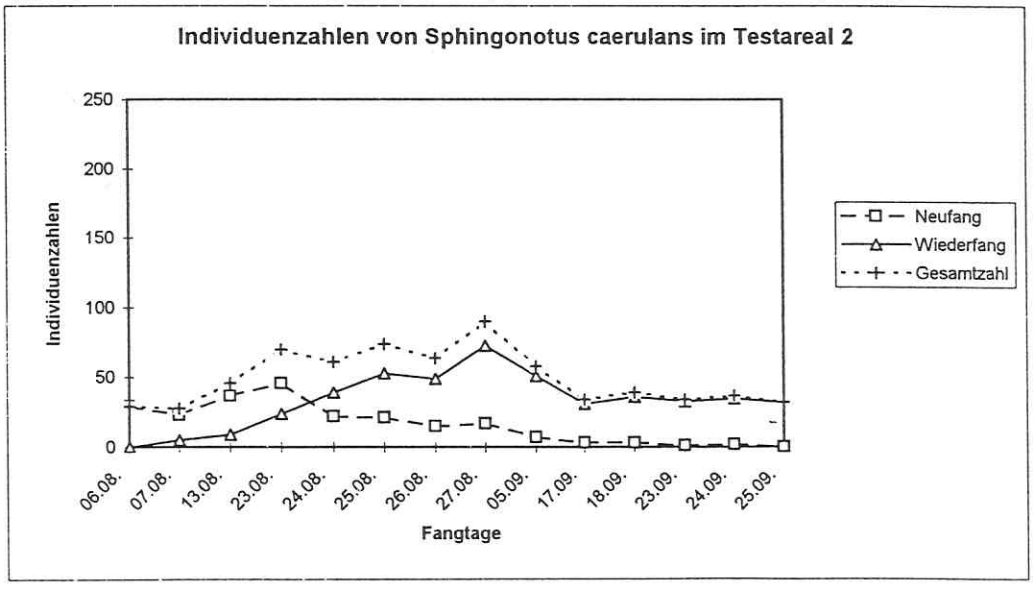
Oedipoda	Aktionsdistanz [m]	Aktionsfläche [m²]
Männchen (n = 185)		
min	5	25
1.Quartil	15	75
Median	25	150
3.Quartil	55	325
max	320	1725
Mittel	39,9	235,2
Mittel Kurzzeitraum	28,4	23,2
Oedipoda		
Weibchen (n = 175)		
min	5	25
1.Quartil	15	75
Median	20	125
3.Quartil	50	300
max	300	1550
Mittel	41,4	240,9
Mittel Kurzzeitraum	23,2	139,7
Oedipoda insgesamt (n = 360)		
Mittel	40,6	238
Mittel Kurzzeitraum	25,9	151,4

Anhang Heuschrecken

Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4

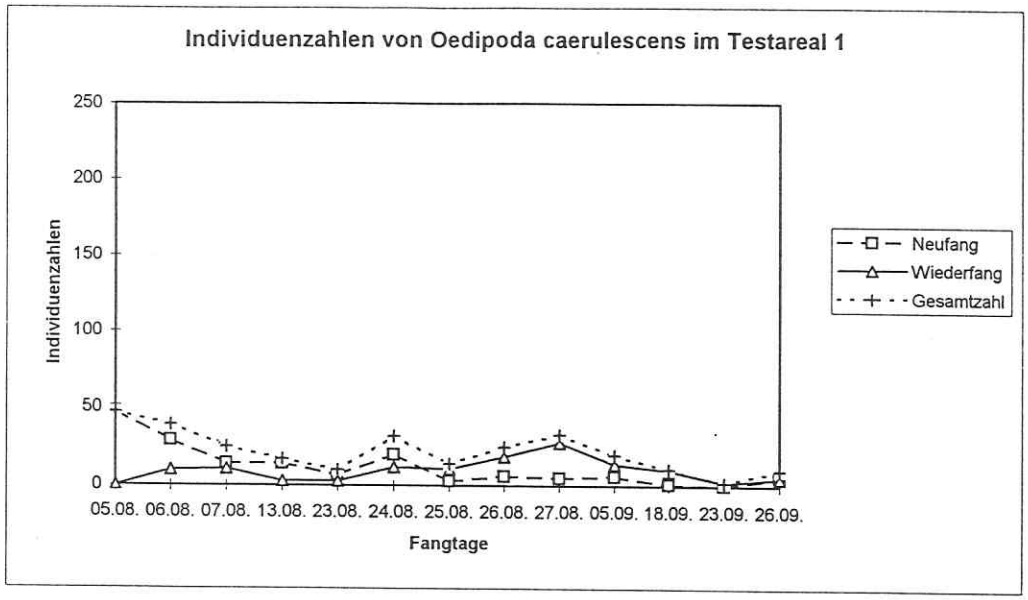
Tagebau Bockwitz 1997:
Testareal 1: 226 x 25m²-Raster = 5650 m²
Testareal 2: 711 x 25 m²-Raster = 17975 m²



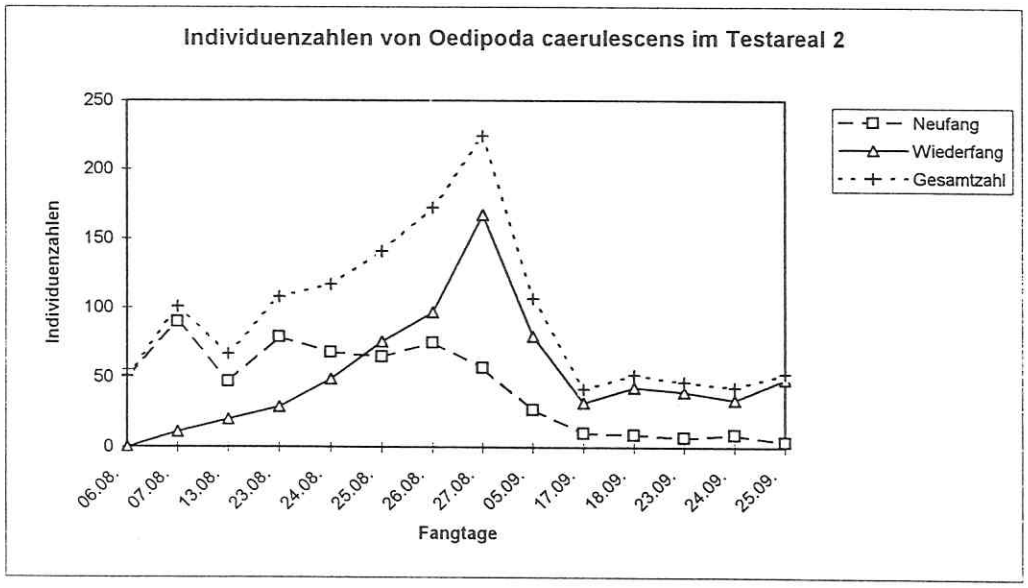


Anhang Heuschrecken

Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4

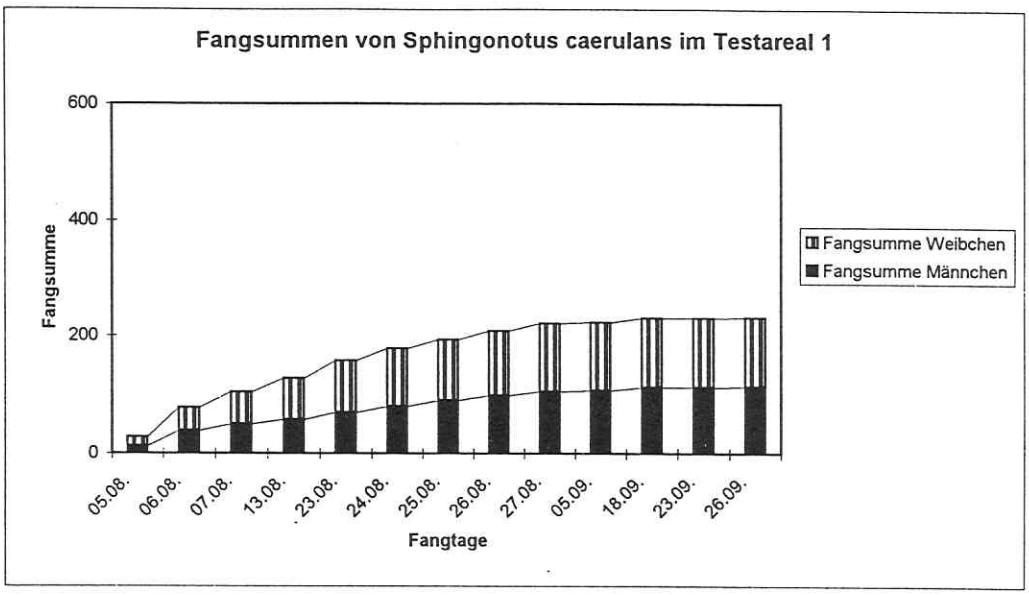


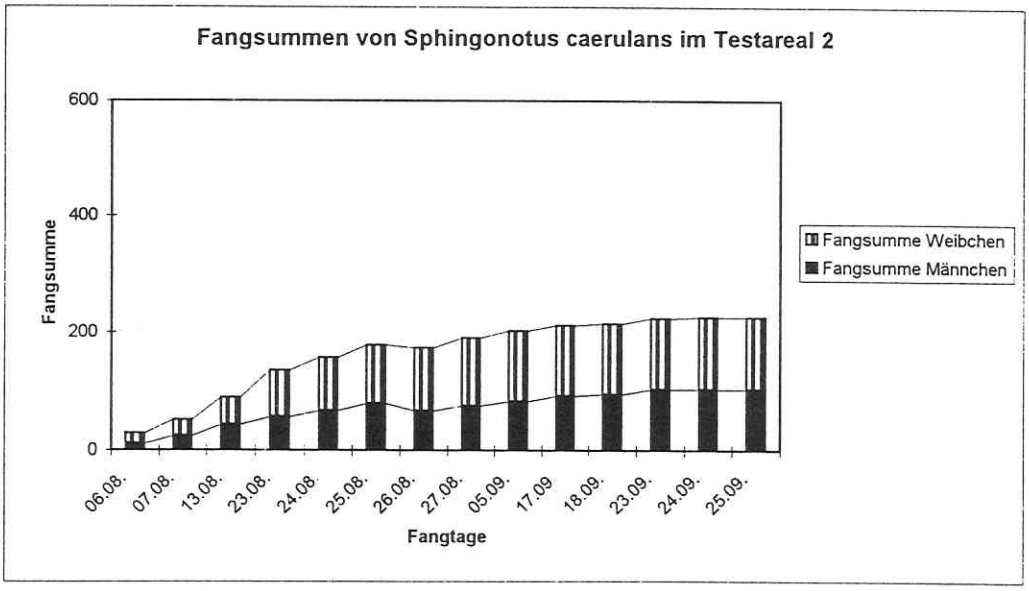
Sp-fang Diagramm 10



Anhang Heuschrecken

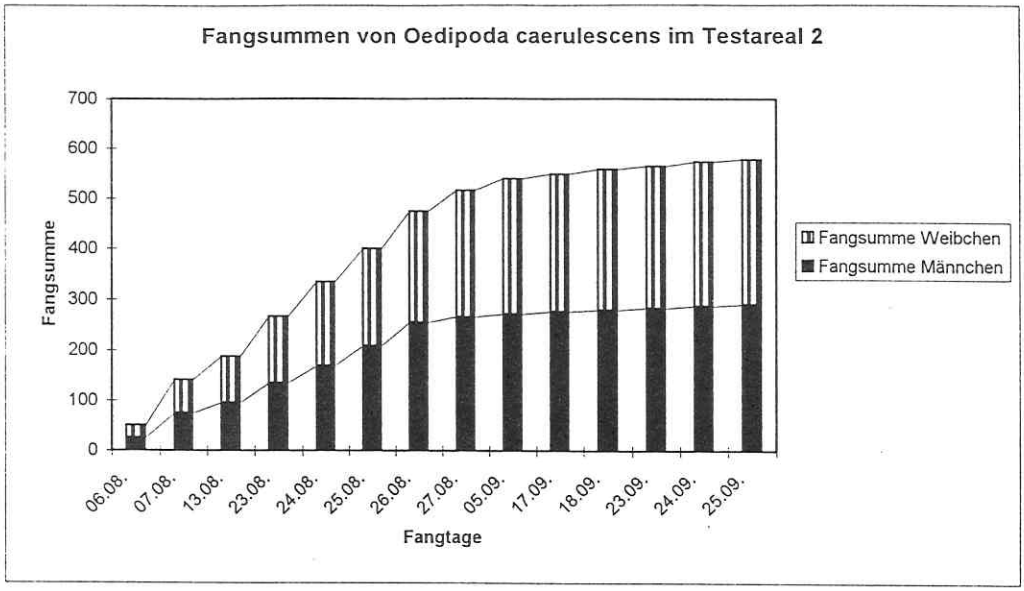
Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4

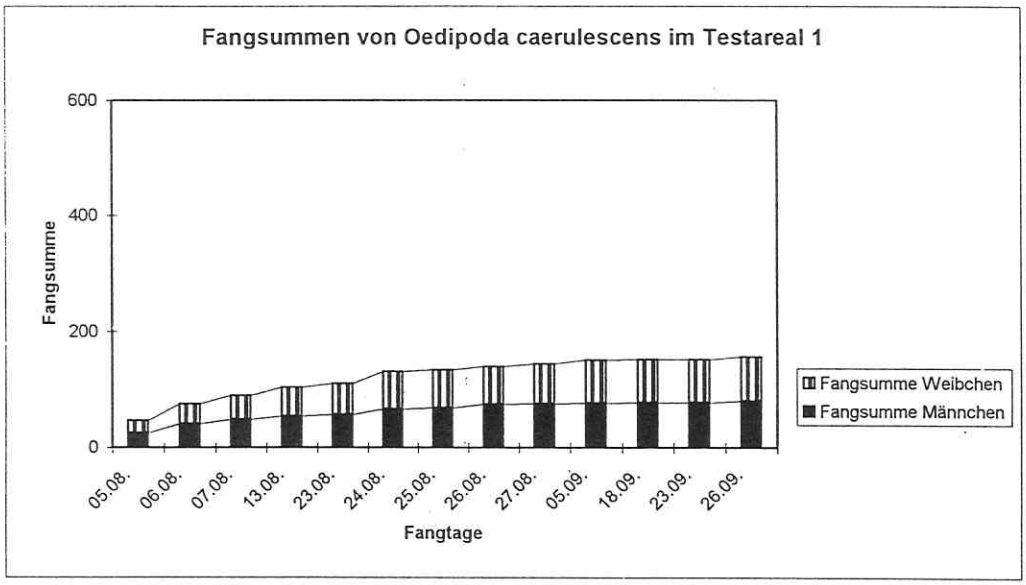




Anhang Heuschrecken

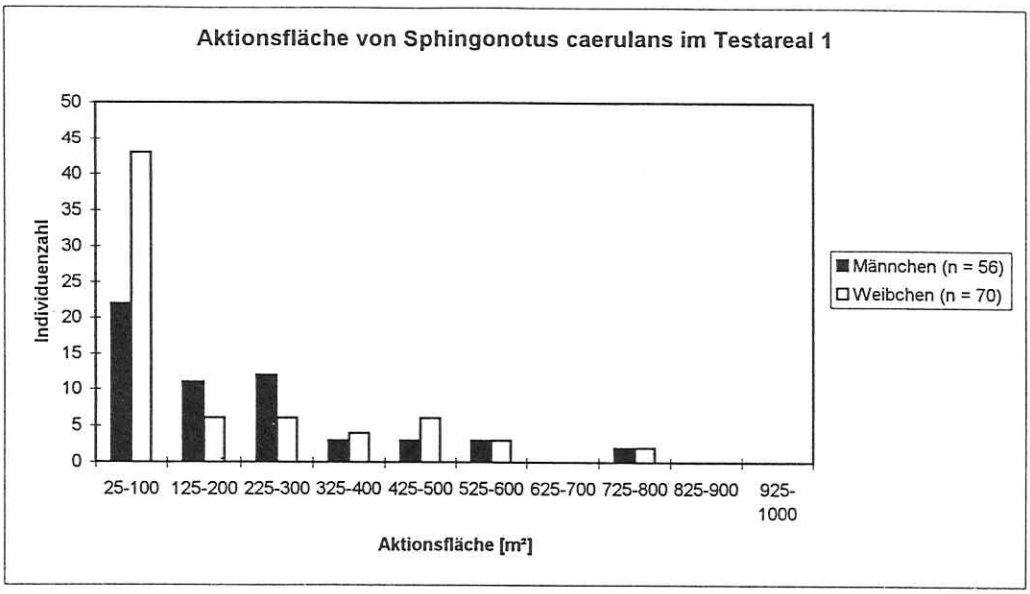
Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4

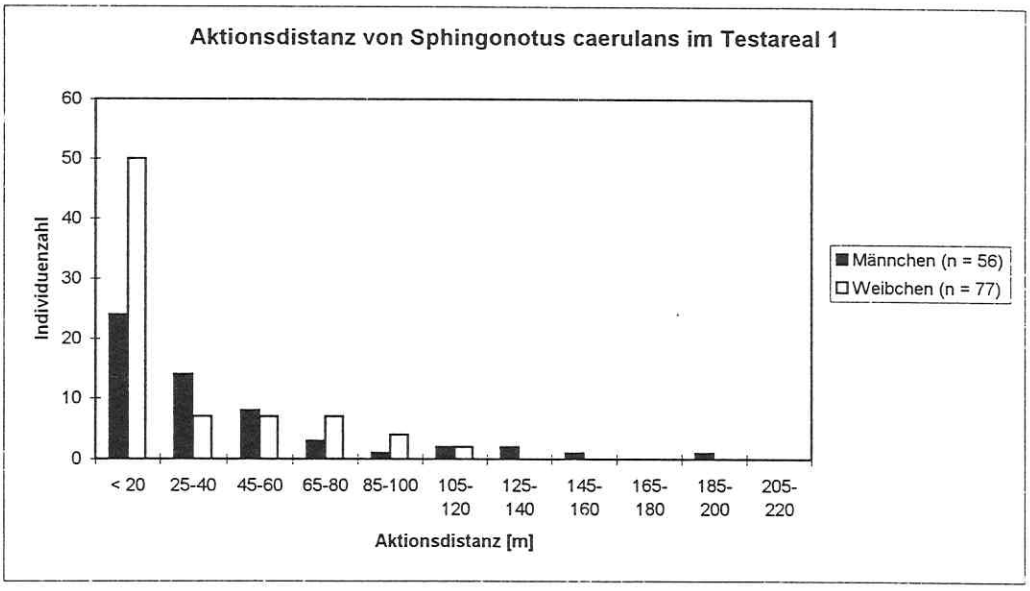




Anhang Heuschrecken

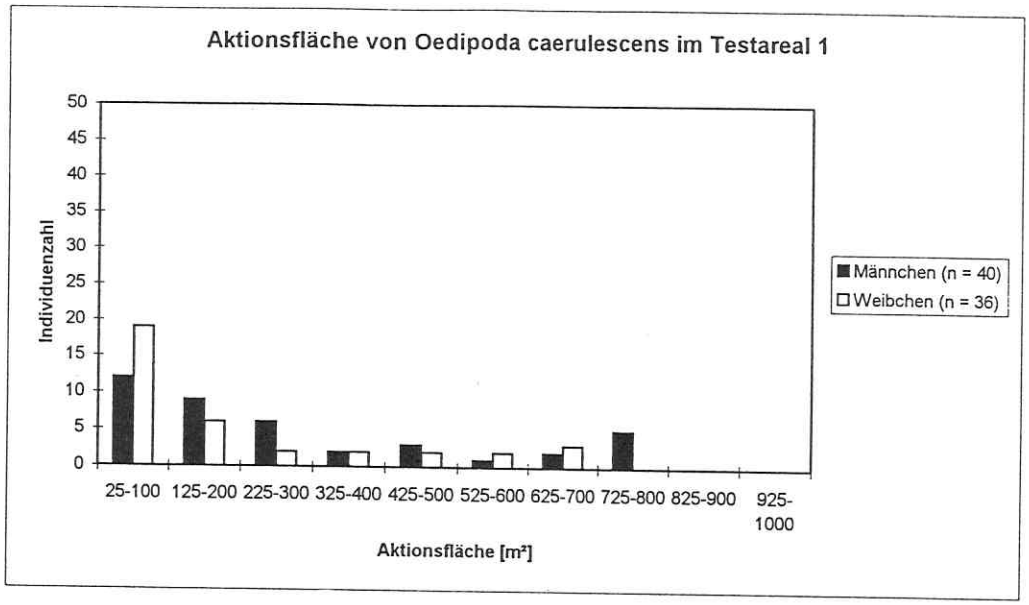
Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4

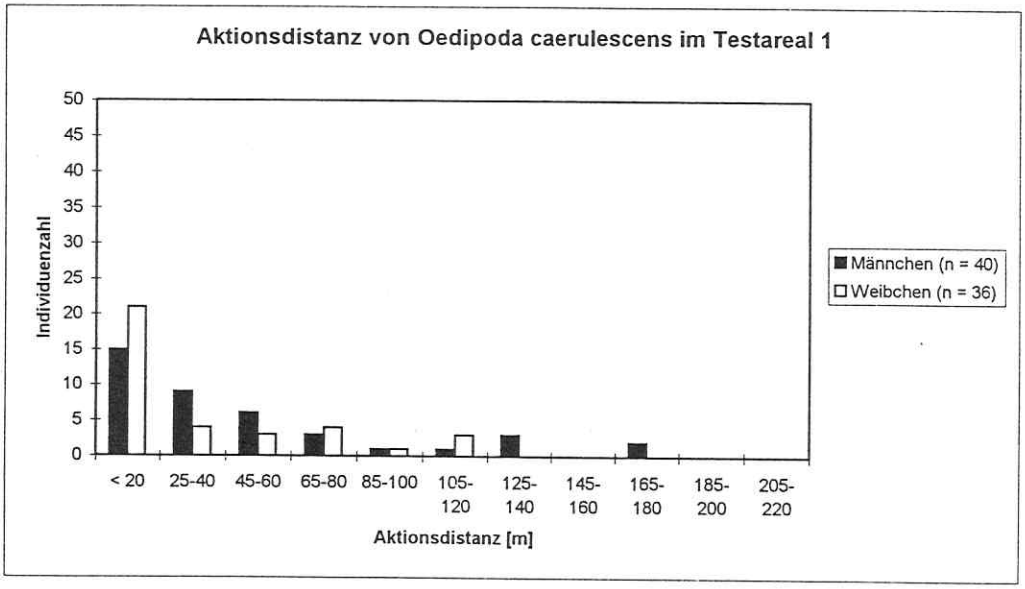




Anhang Heuschrecken

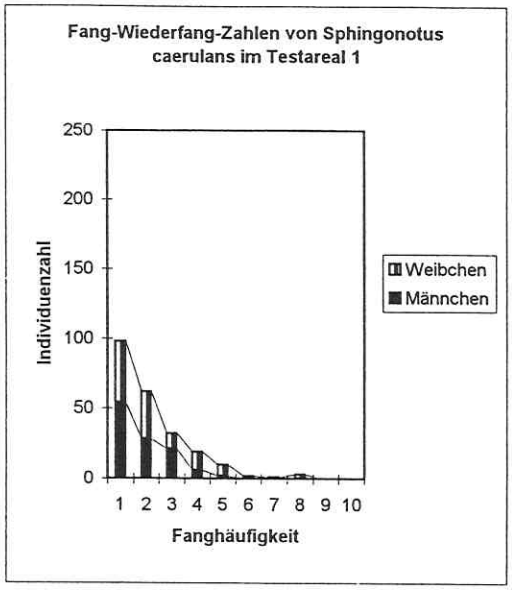
Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4

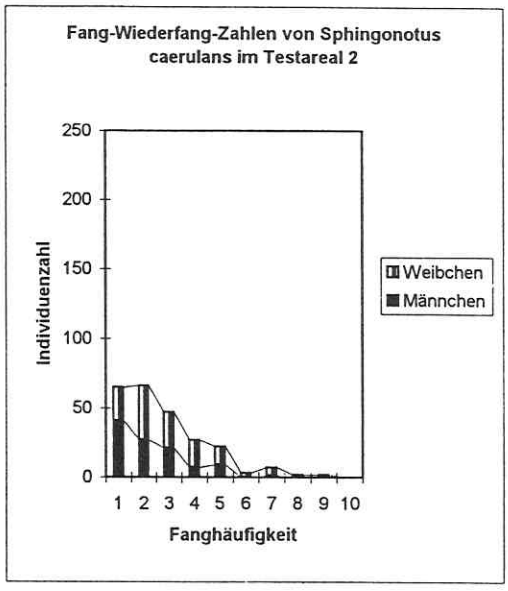


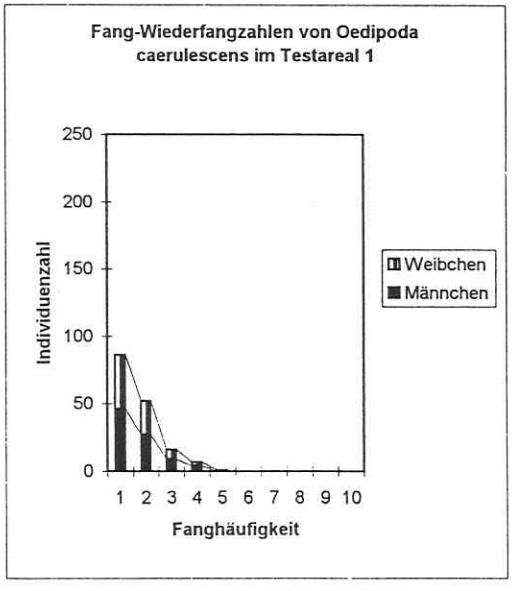


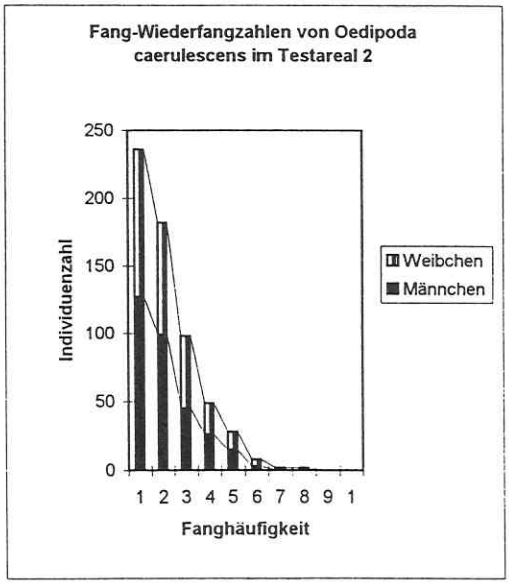
Anhang Heuschrecken

Hintergrunddaten zum Kapitel 3.4









Anhang Habitatpräferenzen

Zu Kapitel 3.5

Übersicht der Habitatansprüche für alle Zielarten

zusammengestellt aus Literaturangaben unter Einbeziehung eigener regionaler Beobachtungen 1995-98. Die Präferenzen beziehen sich bei Wirbellosen auf den Gesamtlebensraum, für Brutvögel auf den Brutlebensraum (Revier), bei Libellen und Amphibien auf das Reproduktionsgewässer.

Für die „Modellzielarten" die inzwischen erarbeiteten Detailkenntnisse und sich daraus ergebende Spezifizierungen (Kapitel 3.3-3.4) wieder auf eine grobe Übersichtsebene gehoben, um auch für diese Arten eine Vergleichsdatenebene für Methodentests geschaffen.

Erläuterung zur Tabelle der nächsten Seiten:

Schlüsselfaktoren mit bevorzugten Ausprägungen, ggf. der Verlauf der Bevorzugung.
Vd = Vegetationsdeckung
Va = Vegetationsarten
B = Bodenparameter
W = Wasserparameter
Weitere Schlüsselfaktoren sind ausgeschrieben

G = Mindestflächengröße der Faktorenkombinationen
für 1 Brutpaar bei Vögeln bzw. 1 Teilpopulation bei Wirbellosen;

Nur die gleichzeitige Erfüllung aller genannten Faktoren und der Mindestflächengröße bedeutet „geeignetes Habitat".

Schwerpunkte der Zielarten und ihrer Schlüsselfaktoren in Lebensraumbereichen:

dunkelgrau	hauptsächlicher Lebensraumbereich, Schwerpunktvorkommen der Schlüsselfaktoren.
hellgrau	ergänzender Lebensraumbereich, Vorkommen der Schlüsselfaktoren möglich.
weiß	in der Regel vorkommen ausgeschlossen.

Literaturzitat:
Neben eigenen regionalen Beobachtungen einbezogene Literatur, vollständige Literaturangabe im Literaturverzeichnis des Textteiles (Kapitel 9). Überregionale Literaturzitate stellen meist Übersichtsliteratur und Sekundärliteratur dar, in denen viele Originalquellen und Fallstudien zusammengefaßt wurden.

Anhang Habitatpräferenzen (Fortsetzung)

	Feuchtkomplexe		Offenland			Halboffenland		Literaturzitat neben eigenen Beobachtungen
	Röhricht	Tümpel	Rohboden	lückiger Rasen	Geschlossener Rasen	Gehölze + Offenland	Vorwald	
Brachpieper (Vögel) *Anthus campestris*				♦ Vd: > 10% und < 60%, ♦ Vertikalstrukturen G: > 1 ha				Flade 1994, Beer 1964, 1984, Klaus 1998, Steffens et al. 1998
Steinschmätzer (Vogel) *Oenanthe oenanthe*				♦ Vd: > 10%„ < 60%, ♦ Vertikalstrukturen ♦ Spalte od. Höhle G: > 0,5 ha				
Uferschwalbe *Riparia riparia*			♦ Steilabbrüche aus tonigem oder lehmigem Substrat					
Flußregenpfeifer (Vogel) *Charadrius dubius*			♦ Vd < 10% ♦ Nähe zu Feuchtbereichen G: > 1 ha					
Schafstelze (Vogel) *Motacilla flava*					♦ Vd> teils > 80% ♦ Plane Flächen ♦ Vertikalstrukturen G: > 0,1 < 1 ha plus Nahrungsflüge			
Grauammer (Vogel) *Emberiza calandra*				♦ Vd> teils > 80% (Nest) und < 20 % (Nahrungsraum) ♦ Vertikalstrukturen G: > 1,3 ha				

Anhang Habitatpräferenzen (Fortsetzung)

	Feuchtkomplexe		Offenland			Halboffenland		Literaturzitat neben eigenen Beobachtungen
	Röhricht	Tümpel	Rohboden	lückiger Rasen	Geschlossener Rasen	Gehölze + Offenland	Vorwald	
Blauflügelige Sandschrecke (Heuschrecke) *Sphingonotus caerulescens*				♦ Vd: > 1%, < 40% ♦ B: trocken,. Sand- od. Kies G: > 0,5 ha				Bellmann 1993, Wallaschek 1995, Schädler 1999
Blauflügelige Ödlandschrecke (Heuschrecke) *Oedipoda caerulescens*				♦ Vd: > 10%, < 70% ♦ B: trocken, Sand- od. Kies G: > 0,2 ha				Bellmann 1993, Klaus 1995a, Wallaschek 1995, Appelt 1996
Dünen-Sandlaufkäfer (Sandlaufkäfer) *Cicindela hybrida* Nur Reproduktionsort				♦ Vd > 1%, < 10% ♦ B trockener, verfestigter Sand ♦ plane Flächen G: > 10 m²				Donath 1986, Trautner & Detzel 1994
Nebria livida (Laufkäfer)		♦ B: Lehmig / tonig	♦ vegetationsarme Uferbereiche ♦ Einige Strukturen (Steine, Holz)					Tietze & Eppert 1993
Omophron limbatum (Laufkäfer)		♦ B: Sand						
Neuntöter (Vogel) *Lanius collurio*						♦ Dichte Büsche (Nest) ♦ Offenland (Nahrung) ♦ Vertikalstrukturen G: > 1 ha		Flade 1994, Beer 1964, 1984, Klaus 1998, Steffens et al. 1998
Raubwürger (Vogel) *Lanius excubitor*						♦ Bäume (Nest) ♦ Offenland (Nahrung) mit vegarmen Stellen ♦ Vertikalstrukturen G: > 20 ha		Flade 1994, Beer 1964, 1984, Rothhaupt 1997, Klaus 1998, Steffens et al. 1998
Sperbergrasmücke (Vogel) *Sylvia nisoria*						♦ Dichte Büsche (Nest), Stauden ♦ Offenland (Nahrung) ♦ Vertikalstrukturen G: > 0,5 ha		Flade 1994, Beer 1964, 1984, Klaus 1998, Steffens et al. 1998

Anhang Habitatpräferenzen (Fortsetzung)

	Feuchtkomplexe		Offenland			Halboffenland		
	Röhricht	Tümpel	Rohboden	lückiger Rasen	Geschlossener Rasen	Gehölze + Offenland	Vorwald	**Literaturzitat** neben eigenen Beobachtungen
Braunkehlchen (Vogel) *Saxicola rubetra*						♦ Vd Gras > 80%, Bodenunebenheit (Nest) ♦ Vertikalstrukturen ♦ Offenland G: > 0,5 ha		Flade 1994, Beer 1964, 1984, Klaus 1998, Steffens et al. 1998
Schwarzkehlchen (Vogel) *Saxicola torquata*						♦ Vd > 80%, ♦ Stauden ♦ Veg.arme Stellen (Sonne!) ♦ Vertikalstrukturen G: > 0,3 ha		Höser 1993, Flade 1994, Steffens et al. 1998
Sichelschrecke (Heuschrecke) *Saxicola torquata*						♦ Holzgewächse (Eiablage) ♦ Kräuter (Larven) ♦ Clamamagrostis-Bestände: Imagines ♦ Mikrokoma: Südexposition		Bellmann 1993, Klaus 1994
Kleiner Waldportier (Tagfalter) *Hipparchia hermione*							♦ Vd/ Mikroklima: Schatten (Bäume) + Sonnplätze (vegfreie Sandstellen) ♦ Va: Blauviolette Blüten (Nektar), div. Hartgräser z.B. *Festuca* (Larvenpflanze) G: >100 m²	Weidemann 1995
Ameisenlöwe * *Myrmeleon formicarius / Euroleon nostras* Larvenhabitat						♦ B: trockener Feinsand ♦ Vd: < 5%, Rohbodenstellen ♦ An Wurzeln, Abbruchkanten, Blöcken (Regenschutz!) G: > 10 m²		Scherer & Tscharntke 1995, Gepp & Hölzel 1996

	Feuchtkomplexe		Offenland			Halboffenland		
	Röhricht	Tümpel	Rohboden	lückiger Rasen	Geschlossener Rasen	Gehölze + Offenland	Vorwald	**Literaturzitat** neben eigenen Beobachtungen
Rohrweihe (Vogel) *Circus aeruginosus* Nistplatz	♦ Röhrichtbestände jeder Art G: > 0,5 ha Röhricht plus weite Jagdflüge							Flade 1994, Steffens et al. 1998
Rohrdommel (Vogel) *Botaurus stellaris*	♦ Röhrichtbestände mit Lücken ♦ Mind. kleine offene Wasserflächen G: > 2 ha							
Drosselrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus arundinaceus*	♦ Hohe starkhalmige Röhrichte: 30 – 60 Halme, 2-6 Jahre ♦ Va: Phragmites ♦ Mind. Kleine offene wasserflächen > 5 m Breite, > 400 m²							
Teichrohrsänger (Vogel) *Acrocephalus scipaceus*	♦ Röhrichte: mind. 40 Halme, Halmdicke 4-10mm, mittlere Halmhöhe ca. 80 cm, ♦ mind. kleine offene wasserflächen > 3 m Breite, >100 m²							

Anhang Habitatpräferenzen (Fortsetzung)

	Feuchtkomplexe		Offenland			Halboffenland		
	Röhricht	Tümpel	Rohboden	lückiger Rasen	Geschlossener Rasen	Gehölze + Offenland	Vorwald	**Literaturzitat** neben eigenen Beobachtungen
Kleine Pechlibelle (Libelle) *Ischnura pumilio*		Reproduktionsgewässer: ♦ Offene Flach-Wasserfläche ♦ Vd: < 10% ♦ PH > 7, ♦ Fischfreiheit						Unruh 1988, Donath 1987, Schorr 1990
Gebänderte Heidelibelle (Libelle) *Sympetrum pedemontanum*		Reproduktionsgewässer: ♦ Verlandungsbereiche ♦ Röhrichtbestände ♦ Flachwasser						
Kleiner Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum coerulescens*		♦ Sonnige und vegetationsarme Quellaustritte, Gräben						
Südlicher Blaupfeil (Libelle) *Orthetrum brunneum*		Reproduktionsgewässer: ♦ Offene Flach-Wasserfläche ♦ Vd: < 10% ♦ PH > 7, ♦ Fischfreiheit						

	Feuchtkomplexe		Offenland			Halboffenland		
	Röhricht	Tümpel	Rohboden	lückiger Rasen	Geschlossener Rasen	Gehölze + Offenland	Vorwald	**Literaturzitat** neben eigenen Beobachtungen
Laubfrosch (Amphib) *Hyla arborea*		Reproduktionsgewässer: ♦ Vertikalstrukturen ♦ Offene Wasserfläche ♦ PH > 6, ♦ Fischfreiheit						Borgula 1990, Tester 1990, Große 1994
Wechselkröte (Amphib) *Bufo viridis*		Reproduktionsgewässer: ♦ Offene Flach-Wasserfläche ♦ Vd: < 10% ♦ PH > 6, ♦ Fischfreiheit						Günther & Podloucky 1996, Meyer & Große 1997
Kreuzkröte (Amphib) *Bufo calamita*		Reproduktionsgewässer: ♦ Offene Flach-Wasserfläche ♦ Vd: < 10% ♦ PH > 6, ♦ Fischfreiheit						Bitz et al. 1996, Meyer & Große 1997,
Knoblauchkröte (Amphib) *Pelobates fuscus*		Reproduktionsgewässer: ♦ Konstante Wasserführung ♦ PH > 6, ♦ Fischfreiheit						Haidacher & Paill 1990, Nöllert 1990, Bitz et al. 1996

Zeitliche Verfügbarkeit: A1 = bestehend+bleibend, A2 = befristet bis, A3 = neuentstehend ab
Naturschutzplanung: B1 = Schutzgebiet, B2 = Vorrang Natur und Landschaft, B3 = Vorbehalt Natur und Landschaft (B2+ B3 nach aktueller Sanierungsrahmenplanung), B 4 = ohne naturschutzrelevante Planung
26 Gebiete über dem Strich = vergleichbare Datentiefe, z T eigene Vergleichserhebungen, restliche Gebiete mit allen derzeit verfügbaren Daten vor dem Hintergrund heterogener und verstreuter Datenlage

Code	Bezeichnung	Tagebaubereich	Land	Fläche [ha]	Alter [Jahre]	A1	A2	A3	B1	B2	B3	B4
9	NSG Kulkwitzer Lachen	Kulkwitz	Sachsen	25	> 50	1			NSG			
13	Stöhnaer Becken	Espenhain	Sachsen	236	20	1			NSG			
15	Restloch Aufschlußgraben Werben-Sittel	Profen	Sachsen	30	10	1				1		
16	Restloch Werben	Profen	Sachsen	89	20		2010			1		
17	Quarzitkippe Nord	Profen	Sachsen	10	10	1				1		
18	AFB-Kippe Profen Nord	Profen	Sachsen	30	10	1				1		
22	Restloch 13-Komplex	Zwenkau	Sachsen	80	20	1				1		
26	Landschaftssee Großstolpen	Schleenhain	Sachsen	35	5	1					1	
29	Bruchteiche und Park Neukieritzsch	Witznitz	Sachsen	10	> 50	1			LSG			
32	Lobstädter Lachen	Altbergbau Borna	Sachsen	15	> 50	1			NSG			
36	Bruchwald Borna	Altbergbau Borna	Sachsen	32	> 50	1			FND			
37	Restloch Kahnsdorf	Witznitz	Sachsen	212	20	1				1		
38	Halde Trages	Espenhain	Sachsen	311	50	1				1	1	
39	Lerchenberg Borna	Altbergbau Borna	Sachsen	47	> 50	1						1
40	ehem. Ortslage Bockwitz	Bockwitz/Borna-Ost	Sachsen	18	10	1						1
41	Bockwitzkomplex	Bockwitz/Borna-Ost	Sachsen	556	25	1				1	1	
51	Thränaer Lachen	Altbergbau Borna	Sachsen	30	> 50	1			FND			
52	Erosionsrinne Speicher Borna	Altbergbau Borna	Sachsen	37	15	1			FND			
81	Feuchtbiotop AFB-Kippe Profen-Nord	Profen	Sachsen	1	2	1						1
104.	Kippenwald Restloch 13	Zwenkau	Sachsen	32	20	1					1	
122.	Revierpark Profen	Profen	Sachsen-Anhalt	20	3	1			NSG			
124.	AFB-Kippe / Quartzitkippe	Profen	Sachsen-Anhalt	30	5	1						1
125	Witznitz-Nordkante	Witznitz	Sachsen	20	10		2000					1
120.	Restloch Zechau	Zechau	Thüringen	210	> 50	1			NSG			
121	Tonhalde Haselbach	Haselbach	Thüringen	10	15	1						1
123.	Restloch Domsen	Profen	Sachsen-Anhalt	60	10	1				1		
1	Cospuden-S	Cospuden	Sachsen	101	0			2005		1		
2	Kippe Zwenkau	Zwenkau	Sachsen	54	0			2005		1		
3	Zwenkau-S-Ufer	Zwenkau	Sachsen	74	0			2005		1		
4	Zwenkau-O-Ufer	Zwenkau	Sachsen	35	0			2005		1		
5	See Markleeberg-SW-Ufer	Espenahin	Sachsen	15	0			2010		1		
6a	See Espenhain-W Ufer-N	Espenhain	Sachsen	33	0			2010		1		
6b	See Espenhain-W Ufer-S	Espenhain	Sachsen	12	0			2010		1		
7	Insel Espenhain	Espenhain	Sachsen	74	0			2005		1		
8	Gehölzstreifen Innenkippe Bockwitz	Bockwitz/Borna-Ost	Sachsen	43	5	1						1

Anhang-Tabelle G1 - Grundmenge aller potentiellen Vorranggebiete mit Übersichtsangaben

Zeitliche Verfügbarkeit: A1 = bestehend+bleibend, A2 = befristet bis, A3 = neuentstehend ab
Naturschutzplanung: B1 = Schutzgebiet, B2 = Vorrang Natur und Landschaft, B3 = Vorbehalt Natur und Landschaft (B2+ B3 nach aktueller Sanierungsrahmenplanung), B 4 = ohne naturschutzrelevante Planung
Gebiete mit allen derzeit verfügbaren Daten vor dem Hintergrund heterogener und verstreuter Datenlage

Code	Bezeichnung	Tagebaubereich	Land	Fläche [ha]	Alter [Jahre]	A1	A2	A3	B1	B2	B3	B4
10	Kippenwald Kulkwitz	Kulkwitz	Sachsen	100	> 50	1						1
11	Tagebau Espenhain-Nördlicher Randschlauch	Espenhain	Sachsen	23	7		2000					1
12	Südöstliche Tagebaueinfahrt	Espenhain	Sachsen	145	5		2010					1
14	Industrielle Absetzanlage Lippendorf Westrand	Peres	Sachsen	19	10	1						1
19	Waldstreifen Peres	Peres	Sachsen	9	10	1						1
20	Nordöstliche Feldesgrenze Peres	Peres	Sachsen	38	5	1						1
21	SO-Tagebaueinfahrt Peres	Peres	Sachsen	32	5		2005					1
23	Kippenwaldkomplex Böhlen	Zwenkau	Sachsen	90	> 50	1						1
24	Sukzessionsfläche Böhlen	Zwenkau	Sachsen	27		1				1		
25	Halde Kieritzsch	Zwenkau	Sachsen	105	40	1					1	
27	Tagebaurand bei Pödelwitz	Schleenhain	Sachsen	3			2005					1
28	Ostrand Schleenhain	Schleenhain	Sachsen	4	5		2005					1
30	Kippe Neukieritzsch	Witznitz	Sachsen	100		1						1
31	Spülkippe Deutzen	Witznitz	Sachsen	90	20	1						1
33	Restloch Großzössen	Witznitz	Sachsen	73	20	1					1	
34	Feuchtgebiet Borna-Südwest	Altbergbau Borna	Sachsen	4	> 50	1			FND			
35	Feldlache am Wilhelmsschacht	Altbergbau Borna	Sachsen	4	> 50	1			FND			
43	Speicherbecken Borna-Westrand	Altbergbau Borna	Sachsen	5		1						1
44	Wilhelmsschacht Borna	Altbergbau Borna	Sachsen	10	> 50	1						1
45	Kippenwald Borna	Altbergbau Borna	Sachsen	37		1						1
46	Kippenforststreifen Zedtlitz	Bockwitz/Borna-Ost	Sachsen	3	15	1						1
48	Kippenwald Ramsdorf	Haselbach	Sachsen	25	30	1						1
49	Kippenwald Regis	Haselbach	Sachsen	78	30	1						1
50	Hochwasserschutzbecken Serbitz, nördliche Dammzonen	Altbergbau Borna	Sachsen	42		1						1
53	Naßsenke Thräna	Altbergbau Borna	Sachsen	9		1						1
54	Bubendorfer Restsee-Südufer	Bockwitz/Borna-Ost	Sachsen	23	8	1				1		
55	Kippenwald Böhlen	Zwenkau	Sachsen	19	50	1						1
56	Industriegewässer	Zwenkau	Sachsen	12		1						1
57	Bahndamm Böhlen-Schleenhain	Witznitz	Sachsen	6	8	1					1	
58	Pleißelauf Neukieritzsch-Rötha	Witznitz	Sachsen	76		1					1	
59	ehem. Schmalspurtrasse Witznitz	Witznitz	Sachsen	9	8	1					1	
60	Bahndamm Böhlen-Espenhain	Witznitz	Sachsen	17	8	1					1	
61	Feldhecke Kippe Rahmsdorf	Peres	Sachsen	1	5	1					1	
62	Speicher Lobstädt	Altbergbau Borna	Sachsen	41		1						1
63	Speicher Borna	Altbergbau Borna	Sachsen	10	> 50	1						1
64	Pappelpflanzung Pegau	Profen	Sachsen	12	25	1						1

Zeitliche Verfügbarkeit: A1 = bestehend+bleibend, A2 = befristet bis, A3 = neuentstehend ab
Naturschutzplanung: B1 = Schutzgebiet, B2 = Vorrang Natur und Landschaft, B3 = Vorbehalt Natur und Landschaft (B2+ B3 nach aktueller Sanierungsrahmenplanung), B 4 = ohne naturschutzrelevante Planung
Gebiete mit allen derzeit verfügbaren Daten vor dem Hintergrund heterogener und verstreuter Datenlage

Anhang-Tabelle G1 - Grundmenge aller potentiellen Vorranggebiete mit Übersichtsangaben (Fortsetzung)

Code	Bezeichnung	Tagebaubereich	Land	Fläche [ha]	Alter [Jahre]	A1	A2	A3	B1	B2	B3	B4
65	Pappelpflanzung Großdeuben	Zwenkau	Sachsen	19	25	1						1
66	Harthsee	Bockwitz	Sachsen	30		1						1
67	Restloch Hemmendorf, sächs. Teil	Prößdorf	Sachsen	20		1						1
68	Einlauf Speicher Witznitz	Witznitz	Sachsen			1						1
69	Gehölzstreifen Pegau	Profen	Sachsen		5	1						1
70	Haselbach Ostufer Süd	Haselbach	Sachsen	7	7	1						1
71	Haselbach-Landkomplex	Haselbach	Sachsen	19	0	1				1		
72	Haselbach See Nordost	Haselbach	Sachsen	37	0	1					1	
73	Haselbach See Südost	Haselbach	Sachsen	61	0	1					1	
74	Feuchtgrünland Kulkwitz	Kulkwitz	Sachsen	28		1						1
75	Sukzessionsfläche Böhlen	Zwenkau	Sachsen	25		1						1
76	Cospuden Nord Wald	Cospuden	Sachsen	93	7			2000			1	
77	Esterflutrinne	Zwenkau/Cospuden	Sachsen	128		1						1
78	Restsee Cospuden Süd	Cospuden	Sachsen	35	0			2010				1
79	Flußaue Gösel	Espenhain	Sachsen	11		1					1	
80	Grabentasche Floßgraben Pegau	Profen	Sachsen	1	3	1						1
82	See Großzössen 2	Witznitz	Sachsen	2		1						1
87	See Zwenkau Nordost	Cospuden	Sachsen	18	0			2010			1	
88	See Zwenkau Nordwest	Cospuden	Sachsen	189	0			2010			1	
89	Waldbad Lauer	Cospuden	Sachsen	10	20	1					1	
90	Stausee Bösdorf	Cospuden	Sachsen	58		1					1	
91	Cospudener See	Cospuden	Sachsen	71	0			2005			1	
92	Zwenkauer See	Zwenkau	Sachsen	541	0			2005			1	
93	Störmthaler See	Espenhain	Sachsen	482	0			2005			1	
94	Störmthaler See-Sukzessionsverbindung	Espenhain	Sachsen	27	0			2005		1		
95	Böschungssystem Espenhain Süd	Espenhain	Sachsen	11	0		2010				1	
98	Haselbach See West	Haselbach	Sachsen	31	0			2000			1	
99	Haselbach See Westufer	Haselbach	Sachsen	15	0			2000			1	
100.	Naturschutzfläche Peres	Peres	Sachsen	465	0			2030			1	
101.	Versumpfungsgebiet Witznitz	Witznitz	Sachsen	22				2010				1
102.	Restloch Haubitz	Witznitz	Sachsen	145	0			2010			1	
103.	Biotop Öllschütz	Schleenhain	Sachsen	17	7	1						1
105.	Kippenwald Stöhnaer Becken	Espenhain	Sachsen	40	20	1			NSG			
106.	Sukzesionsfläche an B95	Espenhain	Sachsen	3	20	1						1
107.	Vernässungsfläche südl. Becken Stöhna	Espenhain	Sachsen	5	5	1						1
108.	Feuchtgebiet Schleenhain	Schleenhain	Sachsen	202			2000					1

Zeitliche Verfügbarkeit: A1 = bestehend+bleibend, A2 = befristet bis, A3 = neuentstehend ab
Naturschutzplanung: B1 = Schutzgebiet, B2 = Vorrang Natur und Landschaft, B3 = Vorbehalt Natur und Landschaft (B2+ B3 nach aktueller Sanierungsrahmenplanung), B 4 = ohne naturschutzrelevante Planung
Gebiete mit allen derzeit verfügbaren Daten vor dem Hintergrund heterogener und verstreuter Datenlage

Code	Bezeichnung	Tagebaubereich	Land	Fläche [ha]	Alter [Jahre]	A1	A2	A3	B1	B2	B3	B4
110.	Phönix-Nordost		Thüringen	200		1			NSG			
111.	Restloch Zipsendorf-West		Thüringen			1						1
112.	Restloch Zipsendorf-Süd		Thüringen			1						1
113.	Restloch Spora		Thüringen			1						1
114.	LSG Heinbergsee		Thüringen			1			LSG			
115.	Restloch Rusendorf		Thüringen			1				1		
116.	Restloch Hemmendorf		Thüringen			1						1
117.	Groitzscher Dreieck		Thüringen		0			2030				1
118.	Halde Wintersdorf		Thüringen			1						1
119.	Kippe Waltersdorf		Thüringen			1						1
120.	Hochkippe Pirkau	Profen	Sachsen-Anhalt	50	20	1			NSG			
121.	Nordfeld Jaucha	Profen	Sachsen-Anhalt	10	40	1			NSG			
126.	Hochkippe Pirkau	Profen	Sachsen-Anhalt	50	20	1			NSG			
127.	Nordfeld Jaucha	Profen	Sachsen-Anhalt	10	40	1			NSG			

Gebiets-Code	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	1	2	3	4	5	6a	6b	7	8	10	11	12	14
Zielartenzahl (Anwesenheit)	*12*	*13*	*5*	*24*	*12*	*15*	*4*	*5*	*6*	*10*	*7*	*15*	*15*	*3*	*4*	*27*	*16*	*10*	*6*	*1*	*10*	*0*	*6*	*20*	*8*	*16*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*4*	*0*	*17*	*4*	*9*
Uferschwalbe-Quantität																20							15																	
Brachpieper-Quantität				3	5	2		5				8	5			20					5			3		8											4		1
Steinschmätzer-Quantität			2	1	2	1	3	2				3	2			6					2		1	3		2										1		1
Flußregenpfeifer-Quantität	1	3		3		2		4				2				5		1	1		3		1	2	1	5										1		
Grauammer-Quantität		5	2	2	2	2						2	2		1	7	1		1															1				
Schafstelze-Quantität	3	7	2	3	2			4		2		3				25	3	2	1					5										1				1
Oedipoda-caerulescens-Quantität				1	2	2						3	3			4								2		2										1	1	1
Sphingonotus caerulans-Quantität				1	4	1						2	1			3					2					1										1	1	1
Cicindela hybrida-Quantität				2			6					6	7			10					3			3		3										1		
Myrmeleonidae-Quantität				4	5	4	4					3	9								2																	
Neuntöter-Qunatität	2	2		1	1	1	2		1	1	1	2	3	1	1	8	2	1		2				4	2	3								1	1		1
Raubwürger-Quantität				1		1											1																					
Sperbergrasmücke-Quantität	1			1						1	1					1	1	1																		1		
Braunkehlchen-Quantität	3	10		3										2	2	25	2							4	3	10									1			
Schwarzkehlchen-Quantität		5											5		4	10								2	1	7												
Phaneroptera falcata-Quantität					1	2						1				2								3		3										1		1
Hipparchia herminone-Quantität													1																									
Wechselkröte-Quantität	5		20	2				20		5						70	5		5		10		5	5		10										3		
Kreuzkröte-Quantität	5		50							5									5		10			5		10												
Knoblauchkröte-Quantität	50	10		20					20	50	20		1			200	50							50		20												
Laubfrosch-Quantität	30			50					5	20			1			100	50						3	50												2		
Rohrweihe-Quantität	1	1		1		1			1	1	1		1			1	1							1		1										1		
Rohrdommel-Quantität																	1																					
Drosselrohrsänger-Quantität	2	3		1						1						4	2																					
Teichrohrsänger-Quantität	5	7		4		2			1	4	2		3			15	7	2						4	1	4										1		
Sympetrum pedemonatum-Quantität				1		2						1				5	2	1						5	1	4										1		
Orthetrum brunneum-Quantität																2					2		1	2		1										1	1	
Orthethrum coerulescens-Quantität				1		1						1				2	1	1			1			3													1	1	
Ischnura pumilio-Quantität				1		2						2				4								4	2	2										1		
Omophron limbatum-Quantität																2																						
Nebria livida-Quantität																2																						

Anhang-Tabelle G2

Vorkommen der Zielarten in den potentiellen Vorranggebieten

Vorranggebiete links des Striches: gleiche Datentiefe, z.T. systematische Transektbegehungen, andere Gebiete mit Datenübernahme aus anderen Quellen und eigenen stichprobenhaften Begehungen,

Quantitative Angaben bei Wirbellosen (wissenschaftliche Artnamen):, bezogen auf tiergruppenangepaßten Transekterhebungen in Optimalhabitaten:
1 = Einzelfund
2 = 2 bis 10 Individuen bei
3 = 11 bis 20 Individuen
und weiter in 10er Intervallen

Quantitative Angaben bei Wirbeltieren (deutsche Artnamen):: Revierzahl bei Vögeln, Zahl rufender Männchen bei Amphibien, jeweils Maximalzahl zwischen 1995 und 1998

Gebiets-Code	19	20	21	23	24	25	27	28	30	31	33	34	35	43	44	45	46	48	49	50	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72
Zielartenzahl (Anwesenheit)	*4*	*16*	*0*	*6*	*0*	*1*	*6*	*3*	*4*	*10*	*7*	*7*	*9*	*2*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*	*4*	*9*	*5*	*0*	*5*	*1*	*1*	*2*	*3*	*3*	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*4*	*10*	*0*	*0*
Uferschwalbe-Quantität																																								
Brachpieper-Quantität		1								7																												3		
Steinschmätzer-Quantität		1		1			1			1																												1		
Flußregenpfeifer-Quantität		1								1		1																										1		
Grauammer-Quantität	1	1																		1									1							1	1		
Schafstelze-Quantität		1		1			1			1	1		1								1	1					1		1							1			
Oedipoda-caerulescens-Quantität		1							1																													1		
Sphingonotus caerulans-Quantität		1							1																													1		
Cicindela hybrida-Quantität																																								
Myrmeleonidae-Quantität																																								
Neuntöter-Qunatität	1	1		1		1			1	1	1	1		1	1					1	1	1		1	1	1	1	1	1			1					1	1		
Raubwürger-Quantität		1		1																																				
Sperbergrasmücke-Quantität		1		1					1	1	1				1						1	1						1									1			
Braunkehlchen-Quantität		1		1									1							1												1							
Schwarzkehlchen-Quantität		1																		1																	1		
Phaneroptera falcata-Quantität																												1												
Hipparchia herminone-Quantität																																								
Wechselkröte-Quantität																																								
Kreuzkröte-Quantität																																								
Knoblauchkröte-Quantität																																								
Laubfrosch-Quantität																																								
Rohrweihe-Quantität		1									1		1		1						1	1		1																
Rohrdommel-Quantität																																								
Drosselrohrsänger-Quantität											1		1								1																		
Teichrohrsänger-Quantität		1					1			1	1	1	1	1	1						1			1															
Sympetrum pedemonatum-Quantität										1																														
Orthetrum brunneum-Quantität																																								
Orthethrum coerulescens-Quantität																																								
Ischnura pumilio-Quantität																																								
Omophron limbatum-Quantität																																								
Nebria livida-Quantität																																								

Anhang-Tabelle G2 (Fortsetzung)

Vorkommen der Zielarten in den potentiellen Vorranggebieten

Vorranggebiete links des Striches: gleiche Datentiefe, z.T. systematische Transektbegehungen, andere Gebiete mit Datenübernahme aus anderen Quellen und eigenen stichprobenhaften Begehungen,

Quantitative Angaben bei Wirbellosen (wissenschaftliche Artnamen):, bezogen auf tiergruppenangepaßten Transekterhebungen in Optimalhabitaten:
1 = Einzelfund
2 = 2 bis 10 Individuen bei
3 = 11 bis 20 Individuen
und weiter in 10er Intervallen

Quantitative Angaben bei Wirbeltieren (deutsche Artnamen)::
Revierzahl bei Vögeln, Zahl rufender Männchen bei Amphibien, jeweils Maximalzahl zwischen 1995 und 1998

Gebiets-Code	73	74	75	76	77	78	79	80	82	87	88	89	90	91	92	93	94	95	98	99	100.	101.	102.	103.	105.	106.	107.	108.	110.	111.	112.	113.	114.	115.	116.	117.	118.	119.	126	127
Zielartenzahl (Anwesenheit)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*3*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*5*	*7*	*0*	*2*	*2*	*0*	*0*	*0*	*10*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*9*	*7*
Uferschwalbe-Quantität																																								
Brachpieper-Quantität																							4	1							5								5	
Steinschmätzer-Quantität																		1					1	1							1								1	
Flußregenpfeifer-Quantität						1																	1																	1
Grauammer-Quantität																															1									
Schafstelze-Quantität								1																1							1								1	
Oedipoda-caerulescens-Quantität																																							1	
Sphingonotus caerulans-Quantität																																							1	
Cicindela hybrida-Quantität																																								
Myrmeleonidae-Quantität																																								
Neuntöter-Qunatität			1					1															1								1									
Raubwürger-Quantität																																								
Sperbergrasmücke-Quantität																																								
Braunkehlchen-Quantität								1																																
Schwarzkehlchen-Quantität																							1	1															1	
Phaneroptera falcata-Quantität																																							1	
Hipparchia herminone-Quantität																																								
Wechselkröte-Quantität								5																																
Kreuzkröte-Quantität								20																																
Knoblauchkröte-Quantität																																								
Laubfrosch-Quantität																																								
Rohrweihe-Quantität																															1									
Rohrdommel-Quantität																																								
Drosselrohrsänger-Quantität																																								
Teichrohrsänger-Quantität																								1		1					1									1
Sympetrum pedemonatum-Quantität							1																																1	1
Orthetrum brunneum-Quantität																																							1	1
Orthethrum coerulescens-Quantität							1																																	1
Ischnura pumilio-Quantität																																								1
Omophron limbatum-Quantität																																								
Nebria livida-Quantität																																								

Anhang-Tabelle G2 (Fortsetzung)

Vorkommen der Zielarten in den potentiellen Vorranggebieten

Vorranggebiete links des Striches: gleiche Datentiefe, z.T. systematische Transektbegehungen,
andere Gebiete mit Datenübernahme aus anderen Quellen und eigenen stichprobenhaften Begehungen,

Quantitative Angaben bei Wirbellosen (wissenschaftliche Artnamen):,
bezogen auf tiergruppenangepaßten Transekterhebungen in Optimalhabitaten:
1 = Einzelfund
2 = 2 bis 10 Individuen bei
3 = 11 bis 20 Individuen
und weiter in 10er Intervallen

Quantitative Angaben bei Wirbeltieren (deutsche Artnamen)::
Revierzahl bei Vögeln, Zahl rufender Männchen bei Amphibien,
jeweils Maximalzahl zwischen 1995 und 1998

Gebiet	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	1	2	3	4	5	6a	6b	7	8
Habitatzahl	*14*	*16*	*20*	*18*	*13*	*20*	*16*	*12*	*6*	*13*	*7*	*17*	*24*	*4*	*9*	*30*	*17*	*8*	*12*	*4*	*16*	*9*	*15*	*25*	*9*	*26*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*
Habitatfläche [ha]	*121*	*228*	*69*	*35*	*45*	*99*	*60*	*55*	*12*	*67*	*24*	*78*	*150*	*6*	*27*	*416*	*113*	*10*	*14*	*27*	*99*	*63*	*22*	*114*	*14*	*170*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*
Uferschwalb			2		1		2						5			2		2				1	1	1											
Brachpiep		3	5	2	5	2	3	5				5	3		1	50					5	5	2	2		5								
Steinschm			2	1	5	5	3	3				3	5		1	20					3	10	3	1		5								
Flußregenp.	1	5	5	2	3	2	2	3				3	3			5		1	1		5	5	1	1	1	5								
Grauammer		1	5	1	5	5		2				10	5		1	10	1		1		5	5	2			2								1
Schafstelze	3	30	1	1	1	5	5	20		1		5	20		5	50	1	1	1					3		2								1
Oe. caerulescens			5	3	5	5	3	1				10	10			50					10	5	2	1		5								
Sph. caerulans			10	2	7	2	1					5	3			20					30	20	2			5								
Cic. hybrida			4	1	5	1	3	1				10	10			5		1	1		15	10	2	1		3								
Myrmeleonidae			1	1		1	5					3	5			2		1		2	3					5								
Neuntöter	3	5	3	3		25	5	5		3	2	5	15	3	3	40	5			3				5	5	10								2
Raubwürger						20							25			30				20						30								
Sperbergrasm.	2									2	1		2		1	5	1																	
Braunkehlchen	5	3					3	10		5				1	5	15	5							5	1	5								1
Schwarzkehlchen		2	5		5	3	3	3				5	5		5	10								3	1	3								
Ph. falcata		5	3	1	1	10	10					5	5		5	10						2		3		3								
H. hermione							10						20							2														
Wechselkröte	3	2	5	1	1			1	1	2		3	1	1		10	3		2		5		1	1		3								
Kreuzkröte	3	2	5	1	1			1	1	2		3	1	1		10	3		2		5		1	1		3								
Knob.kröte	10	5		5					3	10	1		1			10	5		1					5										
Laubfrosch	10	5		5					3	10	5		1			7	15	1					1	10										
Rohrweihe	25	100				5			1	10	5					7	15							20		20								
Rohrdommel	25	50								10						7	15							10		20								
Drosselrohrs.	15	5		3						5	5					5	15							10		10								
Teichrohrs.	15	5		1		3			3	5	5		1			5	15	1						10	1	10								
Symp. pedemonatum				1		1				2		1	2			10	5	2			3		1	10	2	5								
Orth.brunneum			2													5	2		1		2		1	3	1	3								
Orth. coerulescens			2			1						1				5	2		1		2		1	3	1	3								
Isch. pumilio	1		2			1						1				5	5		1		2		1	3	1	3								
Omophron limbatum			1			1	1						1			3			1		2			1		1								
Nebria livida			1			1	1						1			3			1		2			1		1								

Vorkommen der Zielart-Habitate [ha] in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998,
Gebiete links der Linie nach systematischen eigenen Kartierungen, rechts der Linie nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.

Anhang-Tabelle G3 (Fortsetzung)

Gebiet	10	11	12	14	19	20	21	23	24	25	27	28	30	31	33	34	35	43	44	45	46	48	49	50	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62
Habitatzahl	*0*	*11*	*11*	*9*	*2*	*14*	*3*	*3*	*1*	*6*	*10*	*2*	*5*	*9*	*6*	*8*	*9*	*2*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*	*4*	*10*	*2*	*0*	*1*	*2*	*1*	*5*	*3*	*3*	*0*
Habitatfläche [ha]	*0*	*16*	*26*	*15*	*6*	*18*	*5*	*3*	*2*	*31*	*17*	*3*	*11*	*33*	*80*	*11*	*19*	*2*	*11*	*0*	*0*	*0*	*0*	*8*	*58*	*3*	*0*	*1*	*6*	*3*	*9*	*8*	*7*	*0*
Uferschwalb																																		
Brachpiep		3		1		1	1		2	2	3		1	1																				
Steinschm		1		1		1		1			1			1																				
Flußregenp.		1				1								1		1																		
Grauammer					1	1					1													1							1		1	
Schafstelze			2	1		1		1			1			1	1		1								1	2					1		1	
Oe. caerulescens		1	5	2		1							3																3					
Sph. caerulans		1	3	2		1							1																					
Cic. hybrida		1	1			3	1			1	1																				1			
Myrmeleonidae								1		1																								
Neuntöter		2	5	5	5	3	3			2			5			2		1	1					1	1	1			3	3	5	5	5	
Raubwürger						1				20																								
Sperbergrasm.		1				1							1	1	1				1													2		
Braunkehlchen						1											1							5										
Schwarzkehlchen						1					5													1										
Ph. falcata		1		1							2	2																			1	1		
H. hermione										5																								
Wechselkröte				1							1					1	1		1						3									
Kreuzkröte				1							1					1	1								3									
Knob.kröte		1									1	1				1	3								5									
Laubfrosch																1	3								5									
Rohrweihe														10	25		5		5						10									
Rohrdommel																									10									
Drosselrohrs.														10	25		2								10									
Teichrohrs.		3				1								5	25	2	2	1	3						10			1						
Symp. pedemonatum			5											3	3	2																		
Orth.brunneum			1																															
Orth. coerulescens			1																															
Isch. pumilio			1																															
Omophron limbatum			1																															
Nebria livida			1																															

Vorkommen der Zielart-Habitate [ha] in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998, nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.
Gebiete ohne Vorkommen teilweise weggelassen

Gebiet	64	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	89	95	101.	102.	103.	105.	106.	107.	108.	110.	111.	112.	113.	114.	115.	116.	117.	126	127	gesamt
Habitatzahl	*1*	*4*	*6*	*0*	*0*	*0*	*3*	*3*	*1*	*0*	*1*	*1*	*5*	*4*	*1*	*1*	*4*	*8*	*0*	*2*	*2*	*2*	*4*	*2*	*8*	*0*	*1*	*0*	*1*	*8*	*9*	*15*	*628*
Habitatfläche [ha]	*3*	*8*	*8*	*0*	*0*	*0*	*38*	*11*	*2*	*0*	*1*	*3*	*5*	*15*	*1*	*2*	*7*	*13*	*0*	*2*	*2*	*2*	*13*	*4*	*14*	*0*	*2*	*0*	*1*	*32*	*15*	*34*	*2793*
Uferschwalb																																	17
Brachpiep			2														4	1		1					1				1	5	1	1	135
Steinschm			1												1		1	1							1					5	1	2	89
Flußregenp.			2								1						1													5		5	72
Grauammer		1	1										1										3		1					5			80
Schafstelze		1					3						1					2					2		1		2				1	1	184
Oe. caerulescens			1																				5								3		139
Sph. caerulans																							3								1		119
Cic. hybrida																														5		1	88
Myrmeleonidae																																	31
Neuntöter	3	3					10	3																	3								230
Raubwürger																																	146
Sperbergrasm.		3																															25
Braunkehlchen							25	3				3	1	3		2															3		111
Schwarzkehlchen			1					5									1	5												3	3		78
Ph. falcata														2																			73
H. hermione																																	37
Wechselkröte													1					1			1	1		2	2					2		2	66
Kreuzkröte													1					1			1	1		2	2					2		2	65
Knob.kröte														5											3								76
Laubfrosch									2					5																			89
Rohrweihe																																	263
Rohrdommel																																	147
Drosselrohrs.																																5	125
Teichrohrs.																		1		1												5	140
Symp. pedemonatum																		1													1	2	62
Orth.brunneum																															1	2	24
Orth. coerulescens																																2	25
Isch. pumilio																																2	29
Omophron limbatum																																1	14
Nebria livida																																1	14

Vorkommen der Zielart-Habitate [ha] in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998, nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.
Gebiete ohne Vorkommen teilweise weggelassen

Anhang-Tabelle G4

Gebiets-Code	**9**	**13**	**15**	**16**	**17**	**18**	**22**	**26**	**29**	**32**	**36**	**37**	**38**	**39**	**40**	**41**	**51**	**52**	**81**	**104.**	**122.**	**124.**	**125**	**120.**	**121.**	**123.**	**1**	**2**	**3**	**4**
Anzahl Zielbiotope	*9*	*4*	*7*	*12*	*10*	*11*	*10*	*5*	*5*	*12*	*10*	*10*	*17*	*2*	*1*	*23*	*10*	*7*	*2*	*2*	*6*	*0*	*10*	*11*	*9*	*15*	*0*	*0*	*0*	*0*
Fläche Zielbiotope [ha]	*27*	*30*	*17*	*65*	*31*	*68*	*54*	*29*	*8*	*24*	*41*	*56*	*150*	*36*	*15*	*327*	*41*	*26*	*2*	*26*	*20*	*0*	*19*	*52*	*38*	*32*	*0*	*0*	*0*	*0*
Vegarme Kiesfläche					5	5		1				1				20														
Vegarme Sandfläche			5	2	10		5	1				7	2			10		2			10		3							
Vegarme bindige Fläche	1		2					2								5		3			1		2		15	2				
Lehmwand					2											1							1							
Sandwand			3		2		5						7			4		2					2							
Schilfröhricht	2	10		1						1	2		1			2	2									1				
Rohrkolbenröhricht	2			1						1	2	1				5	2						1		1	1				
Sonstige Röhrichte				1		1				1	2					5	2													
Röhrichtkomplex	2	10		10					1	7	5					2	20							10		4				
Bruchwald	4									2	20													2						
Oligotrophe Abbaugewässer > 100m²				30		2	20	20				30				15								20		5				
Meso-/eutrophe Abbaugewässer > 100m²									2	2						5														
Sandtrockenrasen							1					2	1																	
Temp. Flachgewässer	1	5	1		1				1	1	1		1	1		5	1				1		2		3	1				
Schüttrippenkomplex					2	30																30								
Mündung Fließgewässer													3					5												
Veg.arme kohlige Fläche													1			5										5				
Moorbildungen										1						2								5		4				
Spülfelder													3													2				
Zeitw. trockenfallende Lebensräume an Stillgewässer		5	1			1	3				1	2	2			3							1			1				
Birken-Eichenwald									2	3	5		100	35						25				5						
Biotopmosaik Rohboden-Gras-Stauden				5	2	10	10	5				5	10			100					5		5	1	6	2				
Kleinstgewässermosaik	5			5		5				2	2					10	5							2	2	1				
Quellen				1	1		1					1	1			1			1	1		1		1	1	1				
Rinnsale					1		1						2			2	1	1			2					1				
Fließgewässer													2				1	10												
Temp. Kleinstgewässer	5		2	5		1			2	1	1		1			5	2		1		1	1	1	2	5	1				
Spont. Grasfluren			3		5	1	6					5	3			50		3					1	1	1					
Halboffene Flur, trocken				2		2	2					2	10		15	50														
Halboffene Flur, feucht	5			2		10				2						20	5							3	4					

Vorkommen der Zielbiotope [ha] in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998,
Gebiete links der Linie nach systematischen eigenen Kartierungen, rechts der Linie nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.

Gebiets-Code	6a	6b	7	8	10	25	27	28	30	31	33	34	35	50	53	94	95	98	99	100.	101.	102.	119.	126	127	gesamt
Anzahl Zielbiotope	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*7*	*7*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*3*	*6*	*248*
Fläche Zielbiotope [ha]	*0*	*0*	*0*	*0*	*80*	*80*	*0*	*0*	*0*	*111*	*86*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*3*	*8*	*1605*
Vegarme Kiesfläche																										32
Vegarme Sandfläche																								1		58
Vegarme bindige Fläche																									1	34
Lehmwand																										4
Sandwand																										25
Schilfröhricht										5	10															37
Rohrkolbenröhricht										1	1															19
Sonstige Röhrichte										3	3															18
Röhrichtkomplex										40	40															151
Bruchwald																										28
Oligotrophe Abbaugewässer > 100m²																										142
Meso-/eutrophe Abbaugewässer > 100m²																										9
Sandtrockenrasen																										4
Temp. Flachgewässer																								1	1	28
Schüttrippenkomplex																										62
Mündung Fließgewässer																										8
Veg.arme kohlige Fläche										1	1														1	14
Moorbildungen																										12
Spülfelder										60	30															95
Zeitw. trockenfallende Lebensräume an Stillgewässer										1	1														1	23
Birken-Eichenwald					80	80																				335
Biotopmosaik Rohboden-Gras-Stauden																										166
Kleinstgewässermosaik																									2	41
Quellen															1		1				1					15
Rinnsale																										11
Fließgewässer																										13
Temp. Kleinstgewässer																								1	2	40
Spont. Grasfluren																										79
Halboffene Flur, trocken																										83
Halboffene Flur, feucht																										51

Vorkommen der Zielbiotope [ha] in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998, nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.
Gebiete ohne Vorkommen teilweise weggelassen

Anhang-Tabelle G5

Gebiets-Code	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	1	2	3	4
Anzahl Ausprägungen gesamt	*10*	*14*	*24*	*24*	*20*	*24*	*28*	*20*	*12*	*12*	*18*	*25*	*30*	*10*	*9*	*30*	*13*	*17*	*7*	*12*	*21*	*0*	*15*	*19*	*13*	*21*	*1*	*2*	*3*	*3*
Fläche Ausprägungen gesamt	*127*	*1471*	*158*	*513*	*68*	*157*	*347*	*243*	*40*	*65*	*162*	*1263*	*1847*	*226*	*65*	*3190*	*177*	*101*	*5*	*208*	*140*	*180*	*119*	*801*	*69*	*308*	*0*	*0*	*0*	*0*
Anzahl an Ausprägungen	*9*	*11*	*20*	*18*	*17*	*21*	*22*	*16*	*7*	*7*	*16*	*20*	*26*	*9*	*6*	*28*	*12*	*15*	*5*	*10*	*17*	*0*	*14*	*13*	*10*	*16*	*0*	*0*	*0*	*0*
Leb.aumbereich-Anzahl	*1*	*3*	*4*	*6*	*3*	*3*	*6*	*4*	*5*	*5*	*2*	*5*	*4*	*1*	*3*	*2*	*1*	*2*	*2*	*2*	*4*	*0*	*1*	*6*	*3*	*5*	*1*	*2*	*3*	*3*
Halde					5								300			5				30	10				10					
Hohlform		236	30	89	5		30	35				212				500					5			210		60				
Rippen				1	1	30					1		10									30								
Steilwände			4		3	3	5					25	50			10		1			5		5	5						
Flachrelief	25		20	80			10	35	10	15	31		250	47	18	200	30			20	10		15	100	10					
Nord			2									5	5			5														
Ost			2		1	1						10	30			5								4						
Süd			2		1	1						5	5			5							5							
West					1	1	5					5				5														
Tertiär				80	10		75				15	212	150			30					20	30	15			40				
Quartär		236		4							17		11			20	30								10	5				
Misch			20	5		30	5	35					150	47		500		37		32						5				
Ton/Lehm	25	236	2	10		2	2	10			5	5	5		1	6	30	5	1	5	1				10					
Sand			10	50		1	40	5			5	200	200		2	150		5		20	20	25	15			40				
Kies			2	20		20	5	20			5		10		8	400		5		5		5	5			10				
Kohle/Asche							2						3								1	1				10				
Quarzit			2		10																	2								
trocken			15	2	8	2	40	5			1	10	170			200		5		2	15	25	13	5	3	5				
frisch	5	6	5	3	1	8	20	10	5	5	4		20	30	18	200	1			30			5	10	1	2				
feucht	15	30	1	5		1	1	2	2	3	10	2	3	5		5	20	1						10		5				
wechselfeucht	1	100	2	5	1	4	5	1	1	2	5	10	5	2		1	5	9	1		1	1	1	5	5	5				
naß	5	100	2	60		5	10	20	2	10	10	180	1	1		25	5	1	1		5		1	100		20				
keine Hydrodynamik	25	5	5	5	5	5	5	10	10	15	5	20	200	45	18	300	10			32	25	30	18		5					
aufsteig Grundwass				9		25	2	10			15	10		2		50	10	1						50		20				
Flutung		236		80		2	5	10				150				30	5							100		20				
Fließgerinne													5			1		10			1									
temp Stillgewässer	1	50	2		1	1					1		1			2	1		1		1	1	1		5	1				
Morphodyn keine	25	236	25	5	5	5	60	33	10	15	32	100	200	47		200	30	5	1	32	18	28	18	200		60				
Morphodyn klein			5		5	5	5					12	10			300		5			1	1	2	2	10					
Morphodyn mittel					5	5	5	2				70	3			30		1			1	1								
Morpodyn hoch							10					20	50			5		10												
Quelle				1	1		1					1				1			1	1		1		1	1	1				
Graben			1	1				1	1	1		1			1	1					1		1							
Leb.raumbereich Offenland			13	5	5	7	5	20		2		20	6		12			17			12	28		10	9	10	101	45	35	8
Leb.raumbereich Halboffenland		6	13	5	5	7	10	20	10	2		12	15		6						2	2		40		10			35	8
Leb.raumbereich Wald							35		20	5	22		270	47						32				10						
Leb.raumbereich Feuchtkomplex	25	180	4	5		15	15		30	5	10		20				30	15	1		6			50	1	10		9	4	
Leb.raumbereich off. Wasser		50		70			15	60	40			180												100		30				18

Vorkommen von Standortausprägungen [ha] für Prozeßschutz in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998,
Gebiete links der Linie nach systematischen eigenen Kartierungen, rechts der Linie nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.

Gebiets-Code	5	6a	6b	7	8	10	11	12	14	19	20	21	23	24	25	27	28	30	31	33	34	35	43	44	45	46	48	49	50	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62
Anzahl Ausprägungen gesamt	*2*	*2*	*2*	*2*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*2*	*2*	*1*	*3*	*2*	*2*	*0*	*1*	*1*	*3*	*1*	*0*	*1*	*1*	*1*	*1*	*2*	*1*	*3*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*2*
Fläche Ausprägungen gesamt	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*
Anzahl an Ausprägungen	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*
Leb.aumbereich-Anzahl	*2*	*2*	*2*	*2*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*2*	*2*	*1*	*3*	*2*	*2*		*1*	*1*	*3*	*1*		*1*	*1*	*1*	*1*	*2*	*1*	*3*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*2*
Halde																																							
Hohlform																																							
Rippen																																							
Steilwände																																							
Flachrelief																																							
Nord																																							
Ost																																							
Süd																																							
West																																							
Tertiär																																							
Quartär																																							
Misch																																							
Ton/Lehm																																							
Sand																																							
Kies																																							
Kohle/Asche																																							
Quarzit																																							
trocken																																							
frisch																																							
feucht																																							
wechselfeucht																																							
naß																																							
keine Hydrodynamik																																							
aufsteig Grundwass																																							
Flutung																																							
Fließgerinne																																							
temp Stillgewässer																																							
Morphodyn keine																																							
Morphodyn klein																																							
Morphodyn mittel																																							
Morpodyn hoch																																							
Quelle																														1									
Graben								1								1														1					1				
Leb.raumbereich Offenland	7	16	6	37	22		12		10		38	32						10					5						42		12		3		38				
Leb.raumbereich Halboffenland	7	17	6	37	21		11		9					27	34	2		50								3							4	6		9	17	1	
Leb.raumbereich Wald						100				9			90		71			20						4	37		25	78				19							
Leb.raumbereich Feuchtkomplex																1	4	20	30	50	4	4		4						9	13		1		38				6
Leb.raumbereich off. Wasser								145											60	23				2									4						35

Vorkommen von Standortausprägungen [ha] für Prozeßschutz in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998, nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.
Gebiete ohne Vorkommen teilweise weggelassen

Anhang-Tabelle G5 (Fortsetzung)

Gebiets-Code	67	69	70	71	72	75	76	77	78	79	80	82	87	88	89	90	91	92	93	94	95	98	99	100.	101.	102.	103.	105.	106.	107.	108.	126	127	gesamt
Anzahl Ausprägungen gesamt	*2*	*1*	*2*	*3*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*2*	*1*	*3*	*3*	*2*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*3*	*5*	*5*	573
Fläche Ausprägungen gesamt	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*22*	*30*	573
Anzahl an Ausprägungen	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*4*	371
Leb.aumbereich-Anzahl	*2*	*1*	*2*	*3*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*1*	*2*	*1*	*3*	*3*	*2*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*3*	*3*	*1*	202
Halde																																20		380
Hohlform																																2	10	1424
Rippen																																		73
Steilwände																																	10	116
Flachrelief																																		936
Nord																																		17
Ost																																		53
Süd																																		24
West																																		17
Tertiär																																		677
Quartär																																		333
Misch																																		866
Ton/Lehm																																		361
Sand																																		788
Kies																																		520
Kohle/Asche																																		17
Quarzit																																		14
trocken																																		526
frisch																																		389
feucht																																		121
wechselfeucht																																		178
naß																																		564
keine Hydrodynamik																																		798
aufsteig Grundwass																																	5	209
Flutung																																	5	643
Fließgerinne																																		17
temp Stillgewässer																																		70
Morphodyn keine																																		1390
Morphodyn klein																																		363
Morphodyn mittel																																		123
Morpodyn hoch																																		95
Quelle																					1				1									14
Graben																					1						1							19
Leb.raumbereich Offenland	10		3	8		12		1	1		1										6		6	300		15				80	1		1235
Leb.raumbereich Halboffenland	10		4	8		13		128		6											5		6							60	1		581
Leb.raumbereich Wald				3			93			5																		40						1061
Leb.raumbereich Feuchtkomplex												1											3	165	11		17		3	5	60	2	10	924
Leb.raumbereich off. Wasser					37				35			2	18	189	10	58	71	541	482	27		31			11	130								2575

Vorkommen von Standortausprägungen [ha] für Prozeßschutz in den potentiellen Vorranggebieten

Jeweils Maximalzahl mindestgeeigneten Habitates zwischen 1995 und 1998, nach Abschätzung oder Datenübernahme aus anderen Quellen.
Gebiete ohne Vorkommen teilweise weggelassen

Anhang-Tabelle G6 - Soziologische Werte

Aufgeführt sind nur die Gebiete, in denen Wertermittlung möglich war,
Eigenartswerte nur als Zusammenfassung in letzter Zeile.
Zugehörige Erläuterungen im Textkapitel 2.5

Gebiets-Code	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	11	12	14	19	20	35	43	44	126	127
Anzahl Ausprägungen gesamt	*10*	*14*	*24*	*24*	*20*	*24*	*28*	*20*	*12*	*12*	*18*	*25*	*30*	*10*	*9*	*30*	*13*	*17*	*7*	*12*	*21*	*0*	*15*	*19*	*13*	*21*	*2*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*3*	*5*	*5*
Fläche Ausprägungen gesamt	*92,1*	*88,2*	*39,2*	*122*	*47,9*	*88,7*	*28,1*	*36,1*	*45,5*	*83,6*	*38,1*	*66,9*	*82,4*	*16,8*	*40,1*	*227*	*126*	*31,5*	*38,9*	*7,5*	*63,2*	*18*	*39,22*	*141*	*30,9*	*120*	*71,9*	*17,1*	*42,4*	*20,5*	*73,6*	*42*	*11,8*	*25,5*	*39,69*	*28,07*
Anzahl an Ausprägungen ohne Leb.raumbereiche	*9*	*11*	*20*	*18*	*17*	*21*	*22*	*16*	*7*	*7*	*16*	*20*	*26*	*9*	*6*	*28*	*12*	*15*	*5*	*10*	*17*	*0*	*14*	*13*	*10*	*16*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*4*
Leb.aumbereich-Anzahl	*1*	*3*	*4*	*6*	*3*	*3*	*6*	*4*	*5*	*5*	*2*	*5*	*4*	*1*	*3*	*2*	*1*	*2*	*2*	*2*	*4*	*0*	*1*	*6*	*3*	*5*	*2*	*1*	*2*	*1*	*1*	*1*	*1*	*3*	*3*	*1*
Uferschwalbe-direkter Arterlebniswert																4,2							2,1													
Brachpieper-direkter Arterlebniswert				2,3	2,3	2,3		2,3				2,3	2,3			4,6					2,3	4,8		2,3		4,6	2,3		2,3		2,3				2,3	
Steinschmätzer-direkter Arterlebniswert			2,4	2,4	2,4	2,4	4,8	2,4				2,4	2,4			4,8					2,4	2,4	4,8	2,4		2,4	2,4		2,4		2,4				2,4	
Flußregenpfeifer-direkter Arterlebniswert	2,3	2,3		2,3		2,3		2,3				2,3				2,3		2,3	2,3		2,3		2,3	2,3	2,3	4,6	2,3				2,3					2,3
Grauammer-direkter Arterlebniswert		2,3	2,3	2,3	2,3	2,3						2,3	2,3		2,3	4,6	2,3		2,3											2,3	2,3					
Schafstelze-direkter Arterlebniswert	4,6	6,9	2,3	2,3	2,3			4,6		2,3		4,6				6,9	2,3	2,3	2,3					4,6					2,3		2,3	2,3			2,3	
Oedipoda-caerulescens-direkter Arterlebniswert				2,1	2,1	2,1						2,1	2,1			4,2								2,1		2,1	2,1	2,1	2,1		2,1				2,1	
Sphingonotus caerulans-direkter Arterlebniswert				2,1	4,2	2,1						2,1	2,1			4,2					4,2					2,1	2,1	2,1	2,1		2,1				2,1	
Cicindela hybrida-direkter Arterlebniswert				1,7			3,9					3,4	5,1			5,1					3,4			3,4		3,4	1,7									
Myrmeleonidae-direkter Arterlebniswert				1,3	2,6	2,6	1,3					1,3	3,9								1,3															
Neuntöter-direkter Arterlebniswert	2,5	2,5		2,5	2,5	2,5	2,5		2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	5	5	2,5	2,5		2,5				5	2,5	2,5	2,5		2,5	2,5	2,5		2,5	2,5		
Raubwürger-direkter Arterlebniswert				2,2		4,4										2,2	2,2													2,2						
Sperbergrasmücke-direkter Arterlebniswert	2			2						4	2					2	2	2									2			2			2			
Braunkehlchen-direkter Arterlebniswert	4,2	6,2		4,2										4,2	4,2	6,3	4,2							2,1	2,1	4,2					2,1	2,1				
Schwarzkehlchen-direkter Arterlebniswert		6,2											4,2		6,3	6,3								2,1	2,1	4,2					2,1				2,1	
Phaneroptera falcata-direkter Arterlebniswert					2	2						2				2								2		2	2		2						2	
Hipparchia herminone-direkter Arterlebniswert													1,5																							
Wechselkröte-direkter Arterlebniswert	2,4		4,8	2,4				4,8		2,4						7,2	2,4		4,8		4,8		4,8	2,4		4,8	2,4		2,4	2,4	2,4	2,4		2,4		
Kreuzkröte-direkter Arterlebniswert	2		6							2									6		6			2		4			2		2	2				2
Knoblauchkröte-direkter Arterlebniswert	5,7	1,9		3,8					3,8	5,7	5,7		1,9			5,7	5,7							5,7		3,8	1,9			1,9		1,9				
Laubfrosch-direkter Arterlebniswert	4,8			7,2					4,8	7,2			2,4			7,2	7,2					2,4	7,2								2,4					
Rohrweihe-direkter Arterlebniswert	7,5	7,5		7,5		7,5			7,5	7,5	5		5			5	7,5							7,5		5	2,5				2,5	2,5		2,5		
Rohrdommel-direkter Arterlebniswert																	6,9																			
Drosselrohrsängedirekter Arterlebniswert	2	2		2						2						4	6															2,1				
Teichrohrsänger-direkter Arterlebniswert	4,2	4,2		2,1		2,1			2,1	4,2	2,1		2,1			4,2	6,3	2,1						2,1	2,1	2,1	2			2,1	2,2	2,2	2,2		2,1	
Sympetrum pedemontanum-direkter Arterlebniswert				1,8		3,6						1,8				5,4	1,8	1,8						5,4	1,8	3,6	1,8							1,8	1,8
Orthetrum brunneum-direkter Arterlebniswert																1,7					1,7		1,7	1,7		1,7	1,7	1,7						1,7	1,7
Orthetrum coerulescens-direkter Arterlebniswert				1,7		1,7						1,7				1,7	1,7	1,7			1,7			3,4			1,7	1,7								1,7
Ischnura pumilio-direkter Arterlebniswert				1,5		3						1,5				4,5								3	1,5	1,5	1,5									1,5
Direkter Arterlebniswert-Gebietssumme Aageb	44,2	42	17,8	59,7	22,7	42,9	12,5	18,4	20,7	39,8	17,3	32,3	39,8	6,7	17,8	111	61	14,7	17,7	2,5	30,1	7,2	18,1	68,7	14,4	58,6	34,9	7,6	20,1	9,1	35,7	19,9	4,7	11,6	18,8	13,1
Direkter Arterlebniswert-MittelNormierung Aageb	3,68	4,2	3,56	2,71	2,52	2,86	3,13	3,28	4,14	3,98	3,46	2,31	2,84	3,35	4,45	4,45	4,07	2,1	3,54	2,5	3,01	3,6	3,017	3,44	2,06	3,26	2,05	1,9	2,23	2,28	2,23	2,21	2,35	2,32	2,089	1,871

Anhang-Tabelle G6 - Soziologische Werte (Fortsetzung)

Gebiets-Code	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	11	12	14	19	20	35	43	44	126	127
Uferschwalbe-indirekter Arterlebniswert			3,4		1,7		1,7						3,4			1,7		3,4				1,7	1,7	1,7												
Brachpieper-indirekter Arterlebniswert		1,7	3,4	1,7	3,4	3,4	1,7	3,4				3,4	1,7		3,4	5,1					5,1	5,1	3,4	1,7		3,4	3,4		1,7		1,7				1,7	1,7
Steinschmätzer-indirekter Arterlebniswert			5,4	1,8	5,4	3,6	3,6	1,8				3,6	1,8		1,8	3,6					3,6	5,4	5,4	1,8		1,8	3,6		1,8		1,8				1,8	1,8
Flußregenpfeifer-indirekter Arterlebniswert	1,7	1,7	5,1	3,4	3,4	1,7	1,7	1,7				3,4	1,7			3,4		1,7	1,7		5,1	5,1	5,1	1,7	3,4	5,1	1,7				1,7					3,4
Grauammer-indirekter Arterlebniswert		1,7	5,1	1,7	5,1	5,1		1,7				3,4	1,7		1,7	3,4	1,7		1,7		5,1	5,1	1,7			1,7				1,7	1,7					
Schafstelze-indirekter Arterlebniswert	3,4	5,1	3,4	1,7	1,7	5,1	1,7	5,1		1,7		3,4	3,4		5,1	5,1	1,7	1,7	1,7					1,7		3,4		3,4	1,7		1,7	1,7			1,7	1,7
Oedipoda-caerulescens-indirekter Arterlebniswert			3,2	1,6	1,6	1,6	3,2	1,6				3,2	1,6			4,8					4,8	3,2	3,2	1,6		3,2	3,2	4,8	1,6		1,6				1,6	
Sphingonotus caerulans-indirekter Arterlebniswert			4,8	1,6	4,8	1,6	1,6					3,2	1,6			4,8					4,8	4,8	3,2			3,2	3,2	3,2	1,6		1,6				1,6	
Cicindela hybrida-indirekter Arterlebniswert			3,9	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3				3,9	3,9			3,9		1,3	1,3		3,9	3,9	1,3	1,3		1,3	1,3	1,3			1,3					1,3
Myrmeleonidae-indirekter Arterlebniswert			1,6	1,6		1,6	1,6					1,6	3,2			1,6		1,6		1,6	1,6					1,6										
Neuntöter-indirekter Arterlebniswert	2,6	2,6	2,6	2,6		7,8	5,2	2,6		2,6	2,6	2,6	5,2	2,6	7,8	7,8	2,6			2,6				2,6	2,6	2,6	2,6	5,2	5	5,2	5,2		2,6	2,6		
Raubwürger-indirekter Arterlebniswert						7,2							4,8		7,2	7,2				7,2						7,2				1						
Sperbergrasmücke-indirekter Arterlebniswert	2									2	2		2		2	4	2										2			2			2			
Braunkehlchen-indirekter Arterlebniswert	4,2	4,2					2,1	6,3		4,2				2,1	4,2	4,2	4,2							4,2	2,1	2,1				2,1	2,1			2,1		
Schwarzkehlchen-indirekter Arterlebniswert		2,1	6,3		6,3	6,3	4,2	2,1				2,1	2,1		4,2	6,3								4,2	2,1	2,1				2,1				2,1		
Phaneroptera falcata-indirekter Arterlebniswert		2,3	2,3	2,3	2,3	4,6	4,6					2,3	4,6		2,3	6,9						2,3		2,3		2,3	2,3		2,3							
Hipparchia herminone-indirekter Arterlebniswert							3,4						5,1							3,4																
Wechselkröte-indirekter Arterlebniswert	2,2	2,2	4,2	2,2	2,2			2,2	2,2	2,2		2,2	2,2	2,2		6,6	2,2		2,2		6,6		2,2	2,2		4,4			2,2		2,2		2,2		2,2
Kreuzkröte-indirekter Arterlebniswert	2	2	4	2	2			2	2	2		2	2	2		6	2		2		6		2	2		4			2		2				2
Knoblauchkröte-indirekter Arterlebniswert	6,3	2,1		2,1					2,1	6,3	4,2		2,1			6,3	4,2		2,1					2,1			2,1			2,1					
Laubfrosch-indirekter Arterlebniswert	7,5	5		5					5	7,5	7,5		2,5			5	7,5	2,5					2,5	5						2,5					
Rohrweihe-indirekter Arterlebniswert	5,2	7,8				2,6			2,6	7,8	2,6					5,2	7,8							7,8		2,6				5,2		2,6			
Rohrdommel-indirekter Arterlebniswert	5	7,5								7,5						5	7,5							5		2,5									
Drosselrohrsänger-indirekter Arterlebniswert	4,6	2,3		2,3						2,3	2,3					2,3	6,9							2,3		4,6				2,3					2,3
Teichrohrsänger-indirekter Arterlebniswert	6	6		2		2			2	4	2		2			4	6	2						4	2	6	2			2	2	2	2		2
Sympetrum pedemontatum-indirekter Arterlebniswert				2,3		2,3				2,3		2,3	2,3			4,6	4,6	2,3			2,3		2,3	4,6	2,3	4,6		2,3						2,3	2,3
Orthetrum brunneum-indirekter Arterlebniswert			2,3													4,6	2,3		4,6		2,3		2,3	4,6	2,3	2,3		2,3						2,3	2,3
Orthetrum coerulescens-indirekter Arterlebniswert			2,3			2,3						2,3				4,6	2,3		4,6		2,3		2,3	4,6	2,3	2,3		2,3							2,3
Ischnura pumilio-indirekter Arterlebniswert	2,3		2,3			2,3						2,3				4,6	4,6		4,6		2,3		4,6	4,6	2,3	2,3		2,3							2,3
Indirekter Arterlebniswert-Gebietssumme ABgeb	55	56,3	65,6	39,2	41,2	62,4	37,6	31,8	15,9	52,4	23,2	47,2	60,9	8,9	39,7	133	70,1	16,5	26,5	14,8	55,8	36,6	43,2	73,6	21,4	76,6	27,4	27,1	19,9	6,9	27,5	22,1	4,6	11,4	17,2	27,6
Indirekter Arterlebniswert-Normierung	3,93	3,52	3,66	2,18	3,29	3,47	2,76	2,65	2,65	4,03	3,31	2,78	2,74	2,23	3,97	4,85	4,12	1,87	2,65	3,7	3,99	4,36	2,964	3,27	2,38	3,19	2,49	3,01	2,21	3,45	1,96	2,46	2,3	2,28	1,911	2,123
Gesamter Arterlebniswert Ageb (Schnitt AA, AB)	49,6	49,2	41,7	49,5	32	52,7	25,1	24,1	18,3	46,1	20,3	39,8	50,4	7,8	28,8	122	65,6	15,6	22,1	8,65	43	21,9	30,65	71,2	17,9	67,6	31,2	17,4	20	8	31,6	21	4,65	11,5	18	20,35
Gesamter Arterlebniswert Ageb (max. aus AA, AB)	55	56,3	65,6	59,7	41,2	62,4	37,6	31,8	20,7	52,4	23,2	47,2	60,9	8,9	39,7	133	70,1	16,5	26,5	14,8	55,8	36,6	43,2	73,6	21,4	76,6	34,9	27,1	20,1	9,1	35,7	22,1	4,7	11,6	18,8	27,6
Arterlebniswert (Summe) A	99,2	98,3	83,4	98,9	63,9	105	50,1	48,2	36,8	92,2	40,5	79,5	101	15,6	57,5	244	131	31,2	44,2	17,3	85,9	43,8	61,3	142	35,8	135	62,3	34,7	40	16	63,2	42	9,3	23	36	40,7

Gebiets-Code	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	11	12	14	19	20	35	43	44	126	127
Vegarme Kiesfläche					1,2	1,2		0,6				0,6				1,2																				
Vegarme Sandfläche			0,6	0,3	0,6		0,6	0,3				0,6	0,3			0,6		0,3			0,6		0,3											0,3		
Vegarme bindige Fläche	0,3		0,3					0,3								0,6		0,3			0,3		0,3		0,9	0,3									0,3
Lehmwand					1											1							1													
Sandwand			1		1		2						2			1		1					1													
Schilfröhricht	2	4		2						2	2		2			2	2									2									
Rohrkolbenröhricht	2			2						2	2	2				4	2						2		2	2									
Sonstige Röhrichte				2		2				2	2					4	2																		
Röhrichtkomplex	3	6		6					3	6	6					3	6							6		2									
Bruchwald	3									3	6													3											
Oligotrophe Abbaugewässer > 100m²				2,6		1,3	2,6	2,6				2,6				2,6								2,6		1,3									
Meso-/eutrophe Abbaugewässer > 100m²									1,3	1,3						2,6																			
Sandtrockenrasen							1,6					1,6	1,6																						
Temp. Flachgewässer	1	2	1		1				1	1	1		1	1		2	1				1		1		1	1–								1	1
Schüttrippenkomplex					2,3	4,6																4,6													
Mündung Fließgewässer													2,3					4,6																	
Veg.arme kohlige Fläche													0,3			0,6										0,6									0,3
Moorbildungen										1,6						1,6								3,2		1,6									
Spülfelder													0,3													0,3									
Zeitweise trockenfallende Lebensräume an Stillgewässer	2	1				1	1				1	1	1			1							1			1									1
Birken-Eichenwald									2,6	5,2	5,2		7,8	5,2						5,2				2,6											
Biotopmosaik Rohboden-Gras-Stauden				4,6	2,3	4,6	4,6	2,3				4,6	4,6			6,9					4,6		2,3	2,3	4,6	2,3									
Kleinstgewässermosaik	4,6			2,3		4,6				2,3	2,3					4,6	4,6							2,3	2,3	2,3									2,3
Quellen				1	1		1					1	1			1			1	1		1		1	1	1									
Rinnsale					1		1						1			1	1	1			1					1									
Fließgewässer													1,6				1,6	3,2																	
Temp. Kleinstgewässer	1		1	1		1			1	1	1		1			2	1		1		1	1	1	1	1	1								1	1
Spont. Grasfluren			2		2	2	4					4	2			6		2					2	2	2										
Halboffene Flur, trocken				2,6		2,6	2,6					2,6	5,2		5,2	7,8																				
Halboffene Flur, feucht	2,6			2,6		5,2				2,6						5,2	2,6							2,6	2,6										
Gesamter Biotoperlebniswert B	19,5	14	6,9	29	13,4	30,1	21	6,1	8,9	30	28,5	20,6	35	6,2	5,2	62,3	23,8	12,4	2	6,2	8,5	6,6	11,9	28,6	17,4	19,7	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3	5,9
Biotoperlebniswert (Normierung)	2,17	3,5	0,99	2,42	1,34	2,74	2,1	1,22	1,78	2,5	2,85	2,06	2,06	3,1	5,2	2,71	2,38	1,77	1	3,1	1,42	2,2	1,19	2,6	1,93	1,31									0,767	0,983
Morpho-Erlebnis	0	1	1	1	1	1	3					3	3			1		3			2	2	1	1	1	1									
Hydro-Erlebnis	2	3	1	2		3	2	1	1	1	2	3	3			3	2	3	2		1	1	1	3	2	3		3							1
Sukzessionserlebnis	2	2	2	1	2	3	2	1				2	3		1	3	1	2	1	1	3	3	1	2	3	2		2							2
gesamter Prozeßerlebniswert C	4	6	4	4	3	7	7	2	1	1	2	8	9	0	1	7	3	8	3	1	6	6	3	6	6	6	0	5	0	0	0	0	0	0	0	3
gesamter Prozeßerlebniswert (Normierung) C	1,33	2	1,33	1,33	1,5	2,33	2,33	1	1	1	2	2,67	3		1	2,33	1,5	2,67	1,5	1	2	2	1	2	2	2		2,5							1,5
Gesamter Erlebniswert A+B+C	123	118	94,3	132	80,3	142	78,1	56,3	46,5	123	71	108	145	21,8	63,7	313	158	51,6	49,2	24,5	100	56,4	76,2	177	59,2	161	62,3	39,7	40	16	63,2	42	9,3	23	38,3	49,6
Gesamter Erlebniswert AA+AB+B+C (normierte	11,1	13,2	9,54	8,64	8,65	11,4	10,3	8,15	9,57	11,5	11,6	9,81	10,6		14,6	14,3	12,1	8,41	8,69	10,3	10,4	12,2	8,171	11,3	8,37	9,76										6,478

Anhang-Tabelle G6 - Soziologische Werte (Fortsetzung)

Gebiets-Code	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104.	122.	124.	125	120.	121.	123.	11	12	14	19	20	35	43	44	126	127
Eigenart (Summe) direkte Zielarten	22	15	16	38	18	24	11	13	12	19	6	27	28	2	4	76	27	7	8	1	26	0	11	42	8	43	29	10	11	2	18	5	2	4	16	11
Normierte Eigenart Zielarthabitate	1,71	1,53	2,2	1,81	2,91	1,82	2,5	1,82	1,67	1,54	1,14	2,18	2,47	1,75	1	2,68	2,06	1,29	1,8	1,75	3	4,75	2,077	1,91	1,56	2,18	1,36	2,5	1,78	1	1,36	1,44	1	1,4	1,889	1,9
Eigenart (Summe) Biotope	17	12	20	29	28	34	28	15	9	25	19	26	48	4	15	80	26	23	4	4	17	10	24	28	24	36	0	0	0	0	0	0	0	0	7	14
Normierte Eigenart Biotope	1,89	3	2,86	2,42	2,8	3,09	2,8	3	1,8	2,08	1,9	2,6	2,82	2	15	3,48	2,6	3,29	2	2	2,83	3,33	2,4	2,55	2,67	2,4									2,333	2,333
Prozeß-Eigenart	0	2	2	1	1	2	3	1	0	0	1	3	3	0	0	2	0	3	1	0	2	2	1	1	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Eigenart gesamt (Summe)	63	52	71	97	79	91	67	49	31	64	34	93	126	13	25	233	88	42	31	12	84	31	63	113	47	129	44	32	27	4	37	18	4	11	40	44
Eigenart gesamt (Normierung)	5,44	8,03	10,3	6,76	8,71	8,51	11,1	8,42	5,47	5,52	5,24	9,71	10,3	4,75	17	11,4	6,46	8,57	6,4	4,75	10,4		7,477	7,55	6,37	8,97									6	6,067

		Gebiete G9 bis G125																											
R	Alg	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123	G	ha
1	A 1				5,3	4,1								2,1				1,2						3,1				5	1080
1	A 10													0,1			1,2	0,1										3	897
1	A 2													0,1			1,2	0,1										3	897
1	A 3													0,1				0,1										2	341
1	A 4													0,1			1,3	0,1										3	897
1	A 5													0,1			1,2	0,1										3	897
1	A 6													0,1			1,3	0,1										3	897
1	A 7													3,1			1,1	2,1										3	897
1	A 8													0,1			1,2	0,1										3	897
1	A 9													0,1			1,2	0,1										3	897
2	A 1				5,1	6,3								3,1			4,1	1,2						2,1				6	1458
2	A 10						1,2							0,1			0,1	0,1						0,1				5	947
2	A 2						1,2							0,1			0,1	0,1						0,1				5	947
2	A 3													0,1			0,1	0,1						0,1				4	917
2	A 4						1,3							0,1			0,1	0,1						0,1				5	947
2	A 5						1,2							0,1			0,1	0,1						0,1				5	947
2	A 6				1,3	2,3								0,1			0,1	0,1						0,1				6	1015
2	A 7						4,1							3,1			1,1	2,1						5,1				5	947
2	A 8						1,2							0,1			0,1	0,1						0,1				5	947
2	A 9						1,2							0,1			0,1	0,1						0,1				5	947
3	A 1		9,3		6,1	8,3	5,1-							3,1			4,1	1,2				7,1		2,1				9	1302
3	A 2				0,1		0,1							0,1			0,1	0,1						0,1	1,3			7	1246
3	A 3				0,1		0,1							0,1			0,1	0,1						0,1				6	1036
3	A 4				0,1		0,1							0,1			0,1	0,1						0,1	1,4			7	1246
3	A 6		3,3		0,1	2,3	0,1							0,1			0,1	0,1				1,3		0,1				9	1302
4	A 1	11,3			6,1	12,3	5,1					7,1		3,1		10,3	4,1	1,2				9,1		2,1			8,1	12	1201
4	A 2	3,3			0,1	4,3	0,1							0,1			0,1	0,1						0,1	1,2		2,2	10	1341
4	A 3				0,1		0,1							0,1			0,1	0,1						0,1				6	1036
4	A 4	3,4			0,1	4,4	0,1							0,1			0,1	0,1						0,1	1,3		2,3	10	1341
4	A 6	3,3	5,3		0,1	4,3	0,1							0,1			0,1	0,1				1,3		0,1	2,3			11	1537
5	A 1	13,3	14,3		6,1	15,3	5,1	9,1				8,2		3,1		12,3	4,1	1,2				8,1		2,1	10,2		7,2	15	1727
5	A 2	1,3	2,3		0,1	3,3	0,1				4,3			0,1			0,1	0,1				0,1		0,1	0,1		0,1	13	1612
5	A 3				0,1		0,1							0,1			0,1	0,1				0,1		0,1	0,1		0,1	9	1326
5	A 4	1,4	2,4		0,1	3,4	0,1				4,4			0,1			0,1	0,1				0,1		0,1	0,1		0,1	13	1612
5	A 6	1,3	2,3		0,1	3,3	0,1				4,3			0,1			0,1	0,1				0,1		0,1	0,1		0,1	13	1612

Anhang Auswahlmatrizen

Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten für Zielartenschutz durch Algorithmen (Basis: nominale Vorkommensangaben).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5 faches Auftreten der Zielbiotope.
Alg = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 27
G = ausgewählte Gebietszahl
ha = Gebietsfläche

Zahlen unter den Gebietsnummern bedeuten, daß jenes Gebiet ins Vorranggebietssystem selektiert wurde. Die Zahl vor dem Komma bezeichnet den Durchlauf des Algorithmus, in dem es selektiert wurde. Die Zahl nach dem Komma bezeichnet die Position der Regel, in der Selektion erfolgte. Kleine Zahlen bilden eine frühere Selektionsposition ab.

Hintergrund zu Kapitel 4.3.2

R	Alg	Gebiete G9 bis G125																								G	ha
		9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123		
1	A8	4,4				3,4								2,2			1,2											4	100
1	A9					2,1	4,2	8,1			3,1								6,1	1,1						5,1	7,1	8	243
1	A10					2,1	4,2	8,1			3,1								6,1	1,1						5,1	7,1	8	243
1	A7					4,1					3,1			2,1													1,1	4	396
1	A4	4,4				3,4								1,3			2,3											4	902
1	A5					5,1					3,2			2,2			4,2										1,2	5	952
1	A2						5,3					2,1		4,1			3,1		1,1									5	966
1	A3						5,2					2,1		4,1			3,1		1,1									5	966
1	A6						5,3					2,2		4,2			3,2		1,2									5	966
1	A1	7,3				2,1	6,1			4,1				3,1					1,1						5,1			7	1080
2	A9	11,1				2,1	7,1	14,1		5,1	3,2			13,1		9,1		12,1	10,1	1,1				6,1		4,1	8,2	14	657
2	A10	11,1				2,1	7,1	14,1		5,1	3,2			13,1		9,1		12,1	10,1	1,1				6,1		4,1	8,2	14	657
2	A4	6,4				3,3	4,4	5,4			2,3			0,1			1,3		0,1								0,1	9	1124
2	A8	6,4				3,2	4,4	5,4			2,2			0,1			1,2		0,1								0,1	9	1124
2	A6	7,2				3,3	5,3			6,3		1,2	4,2	0,1			2,2		0,1								0,1	10	1283
2	A5					10,3	4,3	8,3	5,2		3,2			2,2			7,2	9,1	12,1					6,2	11,1		1,2	12	1394
2	A1	11,3				3,1				5,1	8,1	9,1	10,2	2,1					1,1				4,1	7,1			6,1	11	1458
2	A2					5,3	7,2			10,3		2,1	6,1	4,1			3,1		1,1						8,1		9,1	10	1468
2	A3					5,2	7,2			10,2		2,1	6,1	4,1			3,1		1,1						8,1		9,1	10	1468
2	A7					9,2	5,1				3,1		6,1	2,1			7,1	8,1	11,1					4,2	10,1		1,1	11	1491
3	A1	14,3				4,1	12,3	10,1		6,1	11,1	15,3	9,2	2,1			5,1	13,1	1,1				3,1	8,1			7,1	15	1458
3	A4	1,4				0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	2,4	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1			0,1	15	1458
3	A6	2,2				0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	1,2	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1			0,1	15	1458
3	A8	1,4				0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	2,4	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1			0,1	15	1458
3	A9	13,1				2,1	7,1	16,1	11,1	6,1	4,1	8,1	19,1	17,1		12,1	18,1	14,2	9,1	1,1			15,1	5,1		3,1	10,2	19	1522
3	A10	13,1				2,1	7,1	16,1	11,1	6,1	4,1	8,1	19,1	17,1		12,1	18,1	14,2	9,1	1,1			15,1	5,1		3,1	10,2	19	1522
3	A5	13,1				10,3	8,2	8,3		11,2	3,2		7,2	2,2			5,2	9,1	14,1				15,1	4,2	12,1		1,2	15	1636
3	A7	14,1				9,2	6,1	11,1		8,2	3,1		7,1	2,1			5,1	10,2	13,1				15,1	4,1	12,1		1,1	15	1636
3	A2					6,1	7,2	11,3		14,1	13,2	2,1	5,2	4,1			3,1	15,1	1,1				8,1	12,1	10,1		9,2	15	1643
3	A3					5,2	7,2	12,2		14,2	15,1	2,1	6,1	4,1			3,1	16,1	1,1				8,1	13,1	11,1	9,2	10,1	16	1653
4	A2	16,1				5,3	7,2	12,3		15,1	14,2	2,1	6,1	4,1			3,1	17,1	1,1				8,1	13,1	11,1	10,1	9,2	17	1678
4	A1	15,1				4,1	13,3	9,1	12,1	7,1	5,1	17,1	10,2	2,1			8,1	14,1	1,1				3,1	11,1	16,1		6,1	17	1703
4	A9	8,1				2,1	6,1	15,1	13,1	7,1	4,1	9,1	20,1	18,1		14,1	21,1	12,2	10,1	1,1	17,1		16,1	5,2	19,1	3,1	11,2	21	1764
4	A10	8,1				2,1	6,1	15,1	13,1	7,1	4,1	9,1	20,1	18,1		14,1	21,1	12,2	10,1	1,1	17,1		16,1	5,2	19,1	3,1	11,2	21	1764
4	A5	15,1			5,2	8,2	7,2	10,3	9,3	12,2	3,2	17,1	14,1	2,2			6,2	11,1	16,1				18,1	4,2	13,2		1,2	18	1792
4	A7	16,1			5,1	8,1	7,1	12,1	9,2	10,2	3,1	17,1	14,1	2,1			6,1	11,2	15,1				18,1	4,1	13,1		1,1	18	1792
4	A4	0,1	1,4			0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1		0,1	17	1904
4	A6	0,1	1,3			0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1		0,1	17	1904
4	A8	0,1	1,4			0,1	0,1	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1		0,1	17	1904
4	A3	17,1	9,2			5,2	7,2	13,2		15,2	16,1	2,1	6,1	4,1			3,1	18,1	1,1				8,1	14,1	12,1	10,2	11,1	18	1914
5	A1	16,1				4,1	10,1	13,1	17,1	8,1	5,1	15,1	12,1	2,1			7,1	9,1	1,1				3,1	14,1	11,1		6,1	17	1703
5	A5	12,2			6,2	13,2	7,2	8,2	10,3	14,2	3,2	17,1	11,2	2,2			5,2	9,2	16,2				18,1	4,2	15,1		1,2	18	1792
5	A7	13,1			6,1	10,1	7,1	8,1	11,2	14,1	3,1	17,1	12,1	2,1			5,1	9,1	16,1				18,1	4,1	15,1		1,1	18	1792
5	A9	8,1		14,1	19,1	2,1	7,1	18,1	16,1	6,1	4,1	12,1	23,1	21,1		17 1	24,1	9,1	11,1	1,1	20,1	10,1	15,1	5,2	22,1	3,1	13,1	24	1903
5	A10	8,1		14,1	19,1	2,1	7,1	18,1	16,1	6,1	4,1	12,1	23,1	21,1		17,1	24,1	9,1	11,1	1,1	20,1	10,1	15,1	5,2	22,1	3,1	13,1	24	1903
5	A4	0,1	1,4			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1		0,1	18	1939
5	A6	0,1	1,3			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1		0,1	18	1939
5	A8	0,1	1,4			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1			0,1	0,1	0,1				0,1	0,1	0,1		0,1	18	1939
5	A2	18,1	11,1			5,3	7,2	13,3	19,1	16,1	15,2	2,1	6,1	4,1			3,1	17,1	1,1				8,1	14,1	12,1	10,2	9,2	19	1949
5	A3	18,1	9,2			5,2	7,2	13,2	19,1	15,2	16,1	2,1	6,1	4,1			3,1	17,1	1,1				8,1	14,1	12,1	10,2	11,1	19	1949

Anhang Auswahlmatrizen

Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten für Biotopschutz durch Algorithmen (Basis: Flächenangaben der Zielbiotope).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5-faches Auftreten der Zielarten.
Alg = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 30
G = ausgewählte Gebietszahl
ha = Gebietsfläche

Zahlen unter den Gebietsnummern bedeuten, daß jenes Gebiet ins Vorranggebietssystem selektiert wurde. Die Zahl vor de Komma bezeichnet den Durchlauf des Algorithmus, in dem es selektiert wurde. Die Zahl nach dem Komma bezeichnet Position der Regel, in der Selektion erfolgte. Kleine Zahlen bilden eine frühere Selektionsposition ab.

Hintergrund zu Kapitel 4.3.3

		Gebiete G9 bis G125																										
R	Alg	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123	G	ha
1	A8			3,4									2,2	1,2														3	75
1	A9			7,1		2,1	4,1			3,1									8,1	1,1		5,2				6,1		8	148
1	A10			7,1		2,1	4,1			3,1									8,1	1,1		5,2				6,1		8	148
1	A5			4,3	6,1	1,2	5,1				7,1								3,2			2,2						7	231
1	A7			4,4	6,1	1,1	5,1				7,1								3,1			2,1						7	231
1	A4			1,3				3,4						2,3														3	421
1	A1		3,3	4,3	5,3	1,1								2,1														5	1080
1	A2		3,1			2,1								1,1			4,2											4	1113
1	A3		3,1			2,1								1,1			4,2											4	1113
1	A6		3,2			2,2								1,2			4,3											4	1113
1	A11		3,2			2,2								1,2			4,3											4	1113
1	A12		3,2			2,2								1,2			4,3											4	1113
2	A9			8,2		2,1	5,2	12,1	7,1	4,1	9,1		13,1						10,1	1,1		6,1				3,2	11,2	13	550
2	A10			8,2		2,1	5,2	12,1	7,1	4,1	9,1		13,1						10,1	1,1		6,1				3,2	11,2	13	550
2	A5			6,2	7,1	1,2	3,2	4,2			8,1						5,2					2,2						8	830
2	A7			6,1	7,1	1,1	3,1	4,1			8,1						5,1					2,1						8	830
2	A4		6,4	1,3		2,3		5,3						4,3			3,3											6	1223
2	A8		6,4	5,2		4,4		3,2						1,2			2,2											6	1223
2	A2			6,3		3,1							5,1	1,1	7,1		2,1										4,1	7	1226
2	A3			6,2		3,1							5,1	1,1	7,1		2,1										4,1	7	1226
2	A6			6,3		3,2							5,2	1,2	7,2		2,2										4,2	7	1226
2	A11			6,3		3,2							5,2	1,2	7,2		2,2										4,2	7	1226
2	A12			6,4		3,2							5,2	1,2	7,2		2,2										4,2	7	1226
2	A1	8,3				1,1			6,3				7,1	2,1			4,1				5,1		3,1					8	1458
3	A9			7,1		2,1	6,1	10,1	9,1	4,1		8,1	15,1	14,1				13,1	12,1	1,1		5,1	11,1			3,1		15	878
3	A10			7,1		2,1	6,1	10,1	9,1	4,1		8,1	15,1	14,1				13,1	12,1	1,1		5,1	11,1			3,1		15	878
3	A4			0,1	5,4	0,1		4,3		6,4				2,3			1,3					3,3	0,1				9	1136
3	A8			0,1	4,2	0,1		3,2		5,4				2,2			1,2		6,4				0,1					9	1153
3	A7			4,1	9,1	1,1	3,1	7,1			10,1			8,1			5,1					2,1	6,1				11,1	11	1231
3	A5			4,2	9,1	1,2	3,2	8,1			11,1			10,2			5,2		7,1			2,2	6,2				12,1	12	1268
3	A1		11,1	7,1	12,3	1,1				8,2	9,3		5,1	2,1			3,1					6,1	4,1			10,1		12	1529
3	A2		4,1	9,1		3,2		11,1					8,1	1,1	10,1		2,1		6,1				7,2				5,2	11	1609
3	A12		2,2	0,1		0,1		8,2					5,2	1,2	7,2		6,3		4,2				0,1				3,3	11	1609
3	A3		3,2	9,2		4,1	7,2	12,1					8,1	1,1	11,1		2,1		5,2				10,1				6,1	12	1639
3	A6		2,2	0,1	8,3	0,1		6,3					5,2	1,2	7,2		10,3		3,3		9,2		0,1				4,2	13	1730
3	A11		2,2	0,1	8,3	0,1		6,3					5,2	1,2	7,2		10,3		3,3		9,2		0,1				4,2	13	1730
4	A11		1,2	0,1		0,1	3,2	6,2					0,1	0,1	5,2		0,1		0,1			0,1	0,1		4,2		2,2	14	253,5
4	A9			6,2		2,1	7,1	12,1	8,1	4,1	14,1	10,1	18,1	19,1			20,1	16,1	11,1	1,1	17,1	5,1	9,1	15,1		3,1	13,2	20	1561
4	A1		13,3	7,1		1,1		9,1		11,2		10,1	5,1	2,1			3,1		8,1			6,1	4,1			12,1		13	1574
4	A4		3,4	0,1	2,3	0,1		1,3		4,4	5,4		0,1	0,1			0,1		0,1			0,1	0,1					13	1636
4	A8		3,4	0,1	2,2	0,1		1,2		4,4	5,4		0,1	0,1			0,1		0,1			0,1	0,1					13	1636
4	A5			4,2	7,2	1,2	3,2	5,2			12,1		10,2	9,1			6,2		13,3			2,2	8,2		14,1		11,2	14	1690
4	A7			4,1	7,1	1,1	3,1	5,1			12,1		10,1	9,1			6,1		13,2			2,1	8,1		14,1		11,1	14	1690
4	A2		4,1	11,1		3,2	7,2	12,1					9,1	1,1	13,1		2,1		6,1			14,2	8,1		10,1		5,2	14	1869
4	A6		1,2	0,1		0,1	3,2	6,2					0,1	0,1	5,2		0,1		0,1			0,1	0,1		4,2		2,2	14	1869
4	A12		1,2	0,1		0,1	3,2	6,2					0,1	0,1	5,2		0,1		0,1			0,1	0,1		4,2		2,2	14	1869
4	A3		3,2	11,1	14,2	4,1	7,2	12,1					9,1	1,1	13,1		2,1		5,2		15,1	16,1	8,1		10,1		6,1	16	1990
5	A9			6,2	18,1	2,1	7,1	14,1	9,1	4,1	16,1	11,1	19,1	20,1			21,1	15,2	13,1	1,1	17,1	5,1	10,1	8,1		3,1	12,1	21	1650
5	A5			4,2	9,2	1,2	3,2	7,2			14,1	11,1	10,2	12,1			8,2		6,2			2,2	5,2		15,2	16,1	13,2	16	1732
5	A7			4,1	9,1	1,1	3,1	7,1			14,1	11,1	10,1	12,1			8,1		6,1			2,1	5,1		15,1	16,1	13,1	16	1732
5	A4		3,4	0,1	1,3	0,1	0,1	0,1		4,4	5,4		0,1	0,1			0,1		0,1		2,4	0,1	0,1				0,1	16	1758
5	A8		3,4	0,1	1,2	0,1	0,1	0,1		4,4	5,4		0,1	0,1			0,1		0,1		2,4	0,1	0,1				0,1	16	1758
5	A1		14,3	6,1	16,3	1,1	11,1	9,1				12,1	5,1	2,1			3,1		8,1		10,3	7,1	4,1		15,2		13,1	16	1975
5	A2		4,1	12,1	15,2	3,2	8,2	10,1					7,1	1,1	13,1		2,1		6,1		16,1	14,2	9,1		11,1		5,2	16	1990
5	A6		1,2	0,1	4,3	0,1	0,1	0,1					0,1	0,1	3,2		0,1		0,1		5,2	0,1	0,1		2,2		0,1	16	1990
5	A11		1,2	0,1	4,3	0,1	0,1	0,1					0,1	0,1	3,2		0,1		0,1		5,2	0,1	0,1		2,2		0,1	16	1990
5	A12		1,2	0,1	4,3	0,1	0,1	0,1					0,1	0,1	3,2		0,1		0,1		5,2	0,1	0,1		2,2		0,1	16	1990
5	A3		3,2	12,1	14,2	4,1	8,2	10,1	15,2				7,1	1,1	13,1		2,1		5,2		16,1	17,1	9,1		11,1		6,1	17	2025

Anhang Auswahlmatrizen

Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten zum Prozeßschutz durch Algorithmen (Basis: Flächenangaben der Standortausprägungen).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5-faches Auftreten der Standortausprägungen.
Alg = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 33
G = ausgewählte Gebietszahl
ha = Gebietsfläche [ha]

Zahlen unter den Gebietsnummern bedeuten, daß jenes Gebiet ins Vorranggebietssystem selektiert wurde. Die Zahl vor dem Komma bezeichnet den Durchlauf des Algorithmus, in dem es selektiert wurde. Die Zahl nach dem Komma bezeichnet die Position der Regel, in der Selektion erfolgte. Kleine Zahlen stellen damit frühere Selektionsposition dar.

Gebiete G9 bis G125

R	Alg	9	13	15	16	17	18	22	26	29	32	36	37	38	39	40	41	51	52	81	104	122	124	125	120	121	123	G	ha
1	A8							2,4									1,2											2	50
1	A10					2,1					3,1									1,1	4,1							4	58
1	A9					2,1					3,1									1,1	4,1							4	58
1	A5				1,2							3,2									5,1				4,2	2,2		5	373
1	A7				1,1							3,1									5,1				4,1	2,1		5	373
1	A4													1,3			2,4											2	867
1	A1			4,3								2,1						3,1			1,1							4	977
1	A2		2,1											1,1			3,1											3	1103
1	A3		2,1											1,1			3,1											3	1103
1	A6		2,2											1,2			3,2											3	1103
2	A10	6,1				2,1	7,1	9,1			4,1									1,1	8,1			5,1		3,1		9	223
2	A9	6,1				2,1	7,1	9,1			4,1									1,1	8,1			5,1		3,1		9	223
2	A7				1,1	4,1		9,1				5,1					8,1	6,1			7,2			2,1		3,1		9	859
2	A5				1,2	4,2	7,2	10,1				5,2					9,1	6,2			8,1			2,2		3,2		10	889
2	A4							2,3						1,3			3,3	4,4										4	977
2	A8							4,4						2,2			1,2	3,4										4	977
2	A2		3,1					4,1						1,1			2,1	5,1										5	1213
2	A3		3,1					4,1						1,1			2,1	5,1										5	1213
2	A6		3,2					4,2						1,2			2,2	5,2										5	1213
2	A1			8,3							4,1	3,1		2,1				5,1	7,1		1,1					6,1		8	1458
3	A10	9,1		12,2		2,1	8,1	13,1		6,1	4,1			14,1		7,1				1,1	10,1			5,1		3,1	11,2	14	652
3	A9	9,1		12,2		2,1	8,1	13,1		6,1	4,1			14,1		7,1				1,1	10,1			5,1		3,1	11,2	14	652
3	A1	7,1						4,1			5,1	3,1		2,1			9,1	6,1			1,1					8,1		9	1091
3	A4							0,1						0,1			1,3	2,3			0,1				3,4			6	1219
3	A8							0,1						0,1			1,2	2,2			0,1				3,4			6	1219
3	A2		3,1					4,1						1,1			2,1	6,1			7,1						5,1	7	1305
3	A3		3,1					4,1						1,1			2,1	6,1			7,1						5,1	7	1305
3	A7				1,1	6,1	7,1	12,1				10,1		13,1		9,2	11,1	5,1			8,1			2,1	3,1	4,1		13	1428
3	A6		2,2					0,1						0,1			1,2	4,2			0,1				3,2			7	1455
3	A5			8,3	1,2	6,2	7,2	13,1				9,3		14,1		10,1	12,1	5,2			11,1			2,2	3,2	4,2		14	1458
4	A10	9,1		10,2		2,1	6,1	15,1		7,1	4,1			16,1		8,1		11,1		1,1	12,1		14,1	5,1		3,1	13,1	16	712
4	A9	9,1		10,2		2,1	6,1	15,1		7,1	4,1			16,1		8,1		11,1		1,1	12,1		14,1	5,1		3,1	13,1	16	712
4	A1	8,1		11,3				4,1			5,1	3,1		2,1			7,1	6,1			1,1					9,1	10,1	11	1181
4	A4	5,4						0,1						0,1			1,3	3,3			0,1				4,3		2,3	8	1304
4	A8	5,4						0,1						0,1			1,2	3,2			0,1				4,2		2,2	8	1304
4	A2	9,3	3,1	10,3				4,1						1,1			2,1	7,2			8,2	5,1					6,1	10	1380
4	A7				1,1		5,1	13,1			12,2	9,2		6,1			8,1	10,1		4,1	11,1			2,1	3,1	7,1		13	1416
4	A5			8,3	1,2		5,2	14,3			15,1	9,3		6,2		11,2	13,1	10,2		4,2	12,1			2,2	3,2	7,2		15	1464
4	A6	5,3	2,2					0,1			7,2			0,1			1,2				0,1	3,2			6,2		4,2	10	1545
4	A3	7,2	3,1				8,2	4,1			10,1			1,1			2,1				11,1	5,1			9,1		6,1	11	1575
5	A1	9,1		12,3		13,3	11,1	4,1			5,1	3,1		2,1			7,1	6,1			1,1					10,1	8,1	13	1221
5	A4	3,4		5,4			0,1	0,1			4,4			0,1			0,1	1,3			0,1				2,3		0,1	11	1379
5	A8	3,4		4,4			0,1	0,1			5,4			0,1			0,1	1,2			0,1				2,2		0,1	11	1379
5	A7			8,1	1,1		6,1	15,1			14,2	9,1		5,1		12,1	10,1	11,1		4,1	13,1			2,1	3,1	7,1	16,1	16	1524
5	A10	10,1		12,1		2,1	7,1	18,1		9,1	4,1	15,1		19,1		8,1	21,1	11,1	17,1	1,1	13,1	6,1	16,1	5,1	20,1	3,1	14,1	21	1567
5	A9	10,1		12,1		2,1	7,1	18,1		9,1	4,1	15,1		19,1		8,1	21,1	11,1	17,1	1,1	13,1	6,1	16,1	5,1	20,1	3,1	14,1	21	1567
5	A6	3,3	1,2	5,3			0,1	0,1			4,2			0,1			0,1	6,3			0,1				2,2		0,1	12	1615
5	A5			8,2	1,2		6,2	18,1		13,3	15,2	9,2		5,2	14,1	12,2	17,1	11,2	10,2	4,2	16,1			2,2	3,2	7,2	19,1	19	1618
5	A2	11,3	3,1	13,3			10,1	4,1			12,1			1,1			2,1	8,2			9,2	5,1			7,1		6,1	13	1635
5	A3	8,2	3,1	12,2			9,2	4,1			11,1	13,2		1,1			2,1				10,1	5,1			7,1		6,1	13	1637

Anhang Auswahlmatrizen

Ergebnisse der Selektion von Vorranggebieten für Zielartenschutz durch Algorithmen (Basis: Flächenangaben der Zielarthabitate, indirekte Bewertung).

R = Repräsentanzziele, mindestens 1-, 2-, 3-, 4- und 5-faches Auftreten der Zielarten.
Alg = Algorithmen-Nr. lt. Tabelle 30
G = ausgewählte Gebietszahl
ha = Gebietsfläche

Zahlen unter den Gebietsnummern bedeuten, daß jenes Gebiet ins Vorranggebietssystem selektiert wurde. Die Zahl vor dem Komma bezeichnet den Durchlauf des Algorithmus, in dem es selektiert wurde. Die Zahl nach dem Komma bezeichnet die Position der Regel, in der Selektion erfolgte. Kleine Zahlen bilden eine frühere Selektionsposition ab.

Hintergrund zu Kapitel 5.2.2

Anhang Auswahlmatrizen, Rangfolgen zu Kapitel 4.4

Rangfolgen der Gebiete zum Zielartenschutz nach Einzelgebietsbewertung.

Bewertungsergebnisse nach unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien.
Dunkelgrau unterlegt: Gebiete, die zur mindestens einmaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Hellgrau unterlegt: Gebiete, die zusätzlich zur mindestens zweimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Trennstrich: Oberhalb Gebiete, die zur mindestens dreimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.

Rang	Artenzahl Gebiet	Artenzahl Wert	Seltenheit Gebiet	Seltenheit Wert	Ausdehnung Gebiet	Ausdehnung Wert
1	G41	1,9	G41	3,8	G41	3,0
2	G16	1,7	G51	2,7	G51	3,2
3	G120	1,5	G16	2,3	G120	3,1
4	G51	1,4	G38	2,2	G38	3,0
5	G123	1,4	G120	1,7	G123	2,7
6	G18	1,4	G18	1,5	G16	2,0
7	G37	1,3	G123	1,5	G18	1,7
8	G38	1,3	G37	1,3	G37	1,6
9	G13	1,3	G17	1,1	G13	1,1
10	G17	1,2	G13	1,1	G122	0,9
11	G9	1,1	G122	0,9	G9	0,9
12	G32	1	G125	0,9	G17	0,9
13	G52	1	G9	0,9	G15	0,8
14	G122	1	G32	0,8	G32	0,6
15	G121	0,7	G52	0,8	G125	0,4
16	G36	0,7	G121	0,7	G26	0,3
17	G29	0,6	G36	0,5	G22	0,2
18	G81	0,6	G81	0,4	G52	0,2
19	G125	0,6	G29	0,3	G121	0,2
20	G15	0,6	G26	0,3	G36	0,2
21	G26	0,5	G40	0,3	G40	0,1
22	G22	0,4	G22	0,3	G29	0,1
23	G40	0,4	G15	0,3	G81	0,1
24	G39	0,2	G124	0,2	G39	0,0
25	G124	0,2	G39	0,1	G104	0,0
26	G104	0,1	G104	0,1	G124	0,0

Rangfolgen der Gebiete zum Biotopschutz nach Einzelgebietsbewertung.

Bewertungsergebnisse nach unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien.

Rang	Attributzahl Gebiet	Attributzahl Wert	Seltenheit Gebiet	Seltenheit Wert	Ausdehnung Gebiet	Ausdehnung Wert
1	G41	10	G38	4,0	G41	10
2	G38	3	G41	3,8	G38	7
3	G123	1,4	G123	3,0	G123	3,5
4	G16	1,3	G32	3,0	G52	3
5	G32	1,2	G18	1,5	G36	1,4
6	G18	1,2	G120	1,4	G18	1,3
7	G120	1,2	G52	1,3	G37	1,1
8	G22	1,1	G37	1,4	G22	1,1
9	G36	1,1	G22	1,3	G51	1,1
10	G37	1,1	G51	1,1	G120	0,9
11	G51	1,1	G16	1,2	G13	0,9
12	G9	1,1	G17	1,2	G121	0,9
13	G17	1,1	G36	1,1	G16	0,9
14	G125	1,1	G9	0,9	G32	0,8
15	G121	1,1	G125	0,8	G9	0,8
16	G15	0,9	G121	0,8	G17	0,7
17	G52	0,9	G29	0,6	G124	0,6
18	G122	0,8	G15	0,5	G122	0,5
19	G26	0,4	G26	0,5	G15	0,4
20	G29	0,4	G122	0,5	G125	0,5
21	G13	0,3	G124	0,5	G29	0,3
22	G124	0,2	G13	0,2	G26	0,3
23	G39	0,1	G104	0,2	G39	0,2
24	G81	0,1	G39	0,2	G104	0,1
25	G104	0,1	G40	0,1	G40	0,1
26	G40	0,1	G81	0,1	G81	0

Anhang Auswahlmatrizen, Rangfolgen zu Kapitel 4.4

Rangfolgen der Gebiete zum Prozeßschutz nach Einzelgebietsbewertung.

Bewertungsergebnisse nach unterschiedlichen wertbestimmenden Kriterien.
Dunkelgrau unterlegt: Gebiete, die zur mindestens einmaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Hellgrau unterlegt: Gebiete, die zusätzlich zur mindestens zweimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.
Trennstrich: Oberhalb Gebiete, die zur mindestens dreimaligen Repräsentanz aller Attribute selektiert würden.

Rang	Gebiet	Attributzahl Wert	Gebiet	Seltenheit Wert	Gebiet	Ausdehnung Wert
1	G38	1,7	G38	4,0	G41	10,0
2	G41	1,7	G41	4,0	G38	9,5
3	G22	1,6	G22	3,0	G13	5,0
4	G37	1,5	G37	3,0	G37	4,8
5	G15	1,4	G15	2,6	G120	1,9
6	G16	1,3	G17	2,3	G22	0,9
7	G18	1,3	G18	2,0	G123	0,9
8	G122	1,2	G16	1,8	G16	0,8
9	G123	1,2	G122	1,3	G17	0,8
10	G17	1,1	G123	1,2	G124	0,7
11	G26	1,1	G124	1,1	G18	0,7
12	G120	1,1	G120	1,0	G52	0,7
13	G36	1	G52	1,0	G15	0,6
14	G52	0,9	G26	0,9	G26	0,6
15	G124	0,8	G36	0,8	G51	0,3
16	G125	0,7	G125	0,7	G122	0,3
17	G13	0,8	G13	0,8	G125	0,2
18	G51	0,7	G121	0,7	G104	0,2
19	G121	0,7	G104	0,7	G36	0,2
20	G29	0,7	G51	0,6	G39	0,2
21	G32	0,7	G29	0,5	G29	0,2
22	G104	0,7	G32	0,5	G121	0,2
23	G9	0,7	G39	0,5	G9	0,2
24	G39	0,7	G40	0,4	G40	0,1
25	G40	0,6	G9	0,4	G32	0,1
26	G81	0,6	G81	0,3	G81	0,1

Rang		Morph Wert		Hydro Wert		Tertär Wert		Größe Wert
1	G22	3	G13	3	G37	212	G41	10
2	G37	3	G16	3	G38	150	G38	6
3	G38	3	G37	3	G16	80	G13	5
4	G52	3	G38	3	G22	75	G37	5
5	G122	2	G41	3	G123	40	G120	3
6	G124	2	G52	3	G124	30	G16	1,3
7	G13	1	G120	3	G122	20	G22	0,9
8	G15	1	G123	3	G36	15	G123	0,7
9	G16	1	G9	2	G125	15	G39	0,2
10	G17	1	G16	2	G17	10	G52	0,2
11	G18	1	G22	2	G41	10	G26	0,2
12	G41	1	G36	2	G9	0	G36	0,2
13	G125	1	G51	2	G13	0	G104	0,1
14	G120	1	G81	2	G15	0	G15	0,1
15	G121	1	G121	2	G18	0	G18	0,1
16	G123	1	G15	1	G26	0	G51	0,1
17	G9	0	G26	1	G29	0	G124	0,1
18	G26	0	G29	1	G32	0	G9	0,1
19	G29	0	G32	1	G39	0	G122	0,1
20	G32	0	G122	1	G40	0	G125	0,1
21	G36	0	G124	1	G51	0	G40	0,1
22	G39	0	G125	1	G52	0	G32	0,1
23	G40	0	G17	0	G81	0	G17	0,1
24	G51	0	G39	0	G104	0	G29	0,1
25	G81	0	G40	0	G120	0	G121	0,1
26	G104	0	G104	0	G121	0	G81	0

	A1(3)	A2(3)	A3(3)	A4(3)	A5(3)	A6(3)	A8(3)	Sel.häuf.	A1(5)	A2(5)	A3(5)	A4(5)	A5(5)	A6(5)	A8(5)	Sel.häuf.
G9	11,3			4,4	10,3		4,4	4	19,3	16,1	16,1	5,4	19,3	8,2	5,4	7
G13								0	21,3	13,1	13,1			5,2		4
G15		4,1	4,1	5,4		1,2	5,4	5	16,3	4,1	4,1			1,2		4
G16	10,1	7,2	7,2	1,3	2,2	3,3	1,2	7	14,1	7,2	7,2	0,1	2,2	0,1	0,1	7
G17								0		15,1	15,1	4,4	12,2	7,2	4,4	6
G18	7,1	8,2	8,2	2,3		4,3	3,2	6	8,1	9,2	8,2	0,1	4,2	0,1	0,1	7
G22	6,1							1	9,1							1
G26								0								0
G29								0								0
G32					8,2			1	20,3			6,3	11,2		6,2	4
G36								0								0
G37					6,2			1					6,2			1
G38	2,1	2,1	1,2	0,1	7,2	0,1	0,1	7	2,1	2,1	1,2	0,1	8,2	0,1	0,1	7
G39								0								0
G40								0								0
G41	5,1	3,1	3,1	0,1	11,1	0,1	0,1	7	4,1	3,1	3,1	0,1	21,1	0,1	0,1	7
G51	1,1	1,2	2,1	0,1	4,2	0,1	0,1	7	1,1	1,2	2,1	0,1	5,2	0,1	0,1	7
G52								0								0
G81								0	17,3				20,1			2
G104								0								0
G122	8,1							1	5,1	10,3	9,2	3,3		3,3	3,2	6
G124								0								0
G125	3,1	5,1	5,1	0,1	9,2	0,1	0,1	7	3,1	5,1	5,1	0,1	10,2	0,1	0,1	7
G120		6,1	6,1	3,4		2,2	2,4	5		6,1	6,1	1,3	18,2	2,2	1,2	6
G121								0					13,3			1
G123	9,1				5,2			2	12,1	8,2	10,2	2,3	9,2	4,2	2,2	7
G11					1,2			1	13,1				1,2			2
G12	4,1							1	6,1				14,3			2
G20					3,2			1	15,1	11,2	11,2	0,1	3,2	0,1	0,1	7
G21								0								0
G23								0	10,1	12,1	12,1	0,1	7,2	0,1	0,1	7
G33								0					15,3			1
G35								0					16,3			1
G50								0					17,3			1
G60								0	11,1							1
G79								0	7,1							1
G80		9,1	9,1			5,2		3	18,1	14,1	14,1			6,2		4
Geb.zahl	11	9	9	9	11	9	9		21	16	16	14	21	16	14	

Anhang Auswahlmatrizen, zu Kapitel 7.2.1

Ergebnisse der Auswahlalgorithmen im Anwendungsbeispiel für Zielartenschutz, direkte Bewertung (Mengenschätzungen der Artvorkommen).

Dargestellt sind nur die mindestens einmal selektierten Gebiete (G1 bis G125)

Es bedeuten:
A1 bis A8 Algorithmen gemäß Tabelle 46
(3), (5) Zugehöriges Repräsentanzziel: mind. 3- bzw. 5 faches Vorkommen der Attribute im Vorranggebietsnetz
Gebiete oberhalb der Trennlinie sind die Gebiete gleicher Datenlage

	A1(3)	A2(3)	A3(3)	A4(3)	A5(3)	A6(3)	A8(3)	Sel.häuf.	A1(5)	A2(5)	A3(5)	A4(5)	A5(5)	A6(5)	A8(5)	Sel.häuf.
G9	13,3							1	18,3			4,4			4,4	3
G13								0	17,3	19,3	19,2					3
G15	14,3	4,1	4,1			1,2		4	19,3	4,1	4,1			1,2		4
G16				1,3	1,2		1,2	3	13,1	16,2	16,2	0,1	1,2	0,1	0,1	7
G17	10,3	11,1	11,1			4,2		4	16,3	13,1	13,1	5,4			5,4	5
G18	9,1	12,2	12,2		3,2	5,3		5	8,1	17,3	17,2	0,1	3,2	0,1	0,1	7
G22	7,3							1	11,1							1
G26								0								0
G29								0								0
G32								0					15,2			1
G36	11,3							1								0
G37								0					10,2			1
G38	5,1	7,1	7,1	0,1	6,2	0,1	0,1	7	5,1	7,1	7,1	0,1	7,2	0,1	0,1	7
G39								0								0
G40								0								0
G41	6,1	3,1	3,1	0,1	14,1	0,1	0,1	7	6,1	3,1	3,1	0,1	11,2	0,1	0,1	7
G51	3,1	13,1	13,1	0,1	4,2	0,1	0,1	7	3,1	18,1	18,1	0,1	5,2	0,1	0,1	7
G52								0								0
G81								0								0
G104								0								0
G122								0	10,2	10,1	10,1	3,3	17,3	4,2	3,2	7
G125	2,1	5,1	5,1	0,1	10,2	0,1	0,1	7	2,1	5,1	5,1	0,1	16,1	0,1	0,1	7
G120		8,1	8,1	2,4		2,2	2,4	5		8,1	8,1	1,3		3,2	1,2	5
G121								0								0
G123				3,4	11,1		3,4	3	12,1	15,1	15,1	2,3	14,2	5,2	2,2	7
G11								0								0
G19	8,1				7,3			2	7,1	14,1	14,1		12,2			4
G20					8,2			1								0
G23					2,2			1	14,1	20,1	20,1	0,1	2,2	0,1	0,1	7
G28	1,1	2,1	2,1	0,1	12,1	0,1	0,1	7	1,1	2,1	2,1	0,1	13,2	0,1	0,1	7
G30					5,2			1					6,2	6,3		2
G34								0	15,3	11,2	11,2					3
G35		6,1	6,1					2		6,1	6,1			2,2		3
G43								0					9,2			1
G44					9,2			1					8,2			1
G55	4,1	1,1	1,1	0,1	13,1	0,1	0,1	7	4,1	1,1	1,1	0,1	18,1	0,1	0,1	7
G62								0	9,1							1
G71		10,1	10,1			3,2		3		12,1	12,1					2
G72	12,3							1								0
G76		9,1	9,1					2		9,1	9,1					2
Geb.zahl	14	13	13	9	14	11	9		19	20	20	14	17	15	14	

Anhang Auswahlmatrizen, zu Kapitel 7.2.1

Ergebnisse der Auswahlalgorithmen im Anwendungsbeispiel für Zielartenschutz, indirekte Bewertung (Habitatflächen der Zielarten).

Dargestellt sind nur die mindestens einmal selektierten Gebiete (G1 bis G125)

Es bedeuten:
A1 bis A8 Algorithmen gemäß Tabelle 46
(3), (5) Zugehöriges Repräsentanzziel: mind. 3- bzw. 5 faches Vorkommen der Attribute im Vorranggebietsnetz
Gebiete oberhalb der Trennlinie sind die Gebiete gleicher Datenlage

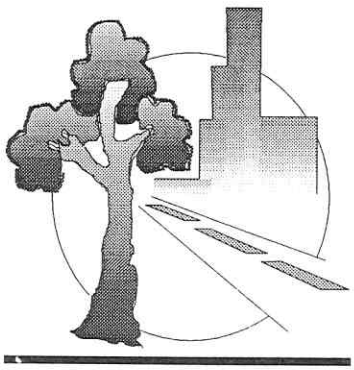
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	Sel.häufigkeit
G9	9,3			3,4			3,4	3
G13								0
G15								0
G16								0
G17	6,1			4,4	5,1		4,4	4
G18	8,1	6,3	6,2			6,3		4
G22								0
G26								0
G29	3,1							1
G32					3,2			1
G36		2,1	2,1			2,2		3
G37		5,1	5,1			5,2		3
G38	5,1			1,3	2,2		2,2	4
G39								0
G40	4,1							1
G41		3,1	3,1	2,3	4,2	3,2	1,2	6
G51								0
G52	1,1	1,1	1,1			1,2		4
G81								0
G104								0
G122								0
G124								0
G125								0
G120	7,1							1
G121								0
G123					1,2			1
G34		4,1	4,1			4,2		3
Anzahl	8	6	6	4	5	6	4	

Anhang Auswahlmatrizen, zu Kapitel 7.2.2

Ergebnisse der Auswahlalgorithmen im Anwendungsbeispiel für Biotopschutz (Basis: Flächen der Zielbiotope).

Dargestellt sind nur die mindestens einmal selektierten Gebiete (G1 bis G125) Für mindestens einmalige Repräsentanz aller Zielbiotope

A1 bis A8 Algorithmen gemäß Tabelle 46
Gebiete oberhalb der Trennlinie sind die Gebiete gleicher Datenlage



Projektbereich Urbane Landschaften

Herausgeber der Reihe „Stadtökologische Forschungen“:

Professor Dr. Jürgen Breuste

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Naturnahe Landschaften
und Ländliche Räume
Permoserstraße 15
D-04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2519
Telefax 0341/235-2534

Projektbereich Urbane Landschaften
Permoserstraße 15
D-04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2843
Telefax 0341/235-2534